UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS.
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS.

COMPARAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE RIOS DE MENOR ORDEM, DRENANDO BACIAS COBERTAS POR PLANTIOS AGRÍCOLAS, PASTAGENS E PLANTIOS DE *Eucalyptus grandis*, NA REGIÃO DO MÉDIO RIO DOCE (MG).

Millôr Godoy Sabará

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

SÃO CARLOS, SP
Abril de 1999

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS.

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS.

COMPARAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE RIOS DE MENOR ORDEM, DRENANDO BACIAS COBERTAS POR PLANTIOS AGRÍCOLAS, PASTAGENS E PLANTIOS DE *Eucalyptus grandis*, NA REGIÃO DO MÉDIO RIO DOCE (MG).

Millôr Godoy Sabará

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador

____

Prof. Dr. Francisco A. R. Barbosa

SÂO CARLOS, SP

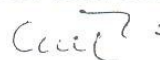
Abril de 1999

Sabará, Millôr Godoy.
S113ce Comparação ecológica entre rios de menor ordem, drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de Eucalyptus grandis, na região do médio Rio Doce (MG) / Millôr Godoy Sabará São Carlos : UFSCar, 1999.
273 p.

Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, 1999.

1. Ecologia aquática. 2. Química da água. 3. Eucalyptus grandis. 4. Agricultura. 5. Perifíton. 6. Uso do solo. I. Título.

CDD: 574.5263 (20ª)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
·PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ATA DO EXAME DE TESE DE DOUTORADO DO(A) CANDIDATO(A): **MILLÔR GODOY SABARÁ.**

Aos oito dias do mês de abril de mil, novecentos e noventa e nove, às 08hs30m na sala 16 do PPG-ERN da Universidade Federal de São Carlos, reuniu-se a Banca Examinadora nas formas e termos dos **artigos 32º, 33º e 35º** do regimento do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, composta pelos seguintes membros: Dr. Francisco Antonio Rodrigues Barbosa (Presidente), PPG-ERN/UFSCar, Dr. José Galízia Tundisi PPG-ERN/UFSCar, Dr. José Eduardo dos Santos, PPG-ERN/UFSCar, Dr. Walter de Paula Lima, USP/ESALQ/PIRACICABA e Dr. Raoul Henry, UNESP/BOTUCATU/SP, para Exame de Tese de Doutorado sob o título: **"COMPARAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE RIOS DE MENOR ORDEM, DRENANDO BACIAS COBERTAS POR PLANTIOS AGRÍCOLAS, PASTAGENS E PLANTIOS DE *Eucalyptus grandis*, NA REGIÃO DO MÉDIO RIO DOCE (MG)"**. A sessão foi aberta pelo presidente Dr. Francisco Antonio R. Barbosa. Após a explanação, o(a) candidato(a) passou a palavra aos componentes da Banca Examinadora. Terminada a arguição a Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta para atribuição dos niveis, os quais se transcrevem: Dr. Francisco Antonio R. Barbosa, nível " A ", Dr. José Galíozia Tundisi, nível " A ", Dr. José Eduardo dos Santos, nível " A ", Dr. Walter de Paula Lima, nível " A " e Dr. Raoul Henry, nível " A ". De acordo com os **parágrafos 1º, 2º e 3º do artigo 32º** o(a) candidato(a) foi considerado (a) aprovado .-. com nível " A ", com distinção .-.-.-.-.-.-.--.-.-. Encerrada a sessão secreta, o Presidente informou o resultado do concurso. Nada mais havendo a tratar, eu, João Augusto da Silva Affonso, secretário do Programa de Pós-Graduação, lavrei a presente ata que assino juntamente com os membros da Banca Examinadora.

Prof.. Dr. Francisco Antonio R. Barbosa

Prof. Dr. José Galízia Tundisi

Prof. Dr. José Eduardo dos Santos

Prof. Dr. Walter de Paula Lima

Prof. Dr. Raoul Henry

João Augusto da S. Affonso
Secretário PPG-ERN/UFSCar

Existem homens de bom senso, mas que, por incapacidade de decifrar as coisas que são "grego para eles", se convencem que a lógica e a filosofia estão acima deles. Pois bem, gostaria que vissem que, assim como a natureza os dotou dos olhos com os quais enxergam as obras dela, também lhes concedeu os cérebros para penetrá-las e compreendê-las.

Galileu Galilei.

A verdade é absoluta e prevalece sobre todas as coisas.

Santo Agostinho.

AGRADECIMENTOS.

Agradecimentos em teses e dissertações sempre soam mais ou menos iguais. Não, eu penso, porque os todos os autores sentem o mesmo grau de gratidão por cada um daqueles que os auxiliaram, mas antes porque, como acontece freqüentemente, não há palavras para expressar nosso débito.

Deste modo, eu também tenho que me contentar primeiro agradecendo àqueles que compartilharam comigo seu conhecimento e seu esforço. Existem, entretanto, algumas pessoas cuja ajuda foi além dos limites de sua assistência profissional, entrando no campo da amizade. Para estas pessoas, faço questão de citar seus nomes:

Aos funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, pela assistência desde minha matrícula, em dezembro de 1994;

À Coordenação de Apoio ao Pessoal de Ensino Superior (CAPES), pela bolsa de estudos para aperfeiçoamento na University of Durham (Inglaterra);

Aos funcionários do Laboratório de Meio Ambiente da CENIBRA, pelo auxílio em parte das análises;

À USIMINAS S/A, especialmente à Gerência de Meio-Ambiente, por ceder o microscópio digitalizador de imagens;

Ao médico veterinário Lélio Costa e Silva, coordenador do Centro de Biodiversidade da USIPA (CEBUS), pela ajuda com os dispositivos para dosar os nutrientes no experimento de enriquecimento;

Ao químico Antônio Roberto de Almeida, aos técnicos em química Rinaldo Costa Félix e Jacqueline Figueiredo Mota e aos auxiliares Hélio de Oliveira e José Geraldo Freitas, do Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da CENIBRA, pelo inestimável auxílio nas coletas e análises do material de campo;

Ao engenheiro agrônomo Antônio Sérgio Fabres, MSc, MBA, Coordenador do Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da CENIBRA, pela irrestrita disponibilidade de pessoal, transporte e material de laboratório, durante toda a pesquisa. Sem esta ajuda, o trabalho se tornaria impossível;

Ao meu colega de profissão e amigo, engenheiro florestal José Geraldo Rivelli, responsável pelo setor de meio ambiente da área florestal da CENIBRA, pela decisão de apoiar a pesquisa desde do seu começo, removendo qualquer obstáculo à realização do trabalho;

Ao engenheiro químico Márcio Costa, responsável pelo setor de meio ambiente da área industrial da CENIBRA, pelo irrestrito apoio que sempre demonstrou para comigo e meu trabalho, colocando o laboratório de meio ambiente da CENIBRA à minha disposição para as análises necessárias;

Ao Professor Doutor Brian Allan Whitton do Algal Research Laboratory da University of Durham (Inglaterra), por atuar como meu co-orientador nesta tese e abrir espaço para mim eu seu laboratório;

Ao Professor Doutor Michael Richardson, Principal of Graduate Society da University of Durham, pelo apoio dado a mim e minha família durante nossa permanência na Inglaterra;

Aos professores doutores José Galísia Tundisi (USP), Raol Henry (UNESP), Walter de Paula Lima (USP) e José Eduardo dos Santos (UFSCar), pela paciência em ler este trabalho, sugestões e por atuar como examinadores em minha banca;

Ao meu orientador, Professor Doutor Francisco Antônio Rodrigues Barbosa, eu desejo fazer um agradecimento especial, não só pelo fato de ter sido o responsável pela condução das bases filosófica e práticas empregadas na tese, mas também pelo aconselhamento e compartilhamento de seus conhecimentos. Depois de quase dez anos de convívio, nos quais foi também meu orientador na dissertação de mestrado, o Dr. Francisco Barbosa é certamente a pessoa que catalisou minha vocação para pesquisa e influenciou minha vida profissional, moldando os conceitos que hoje compõe minha ideologia;

Aos meus pais, pelo apoio sempre disponível em todos os momentos;

A minha esposa Karine e ao meu filho Daniel, que compõe o arcabouço onde repousa minha vida;

SUMÁRIO.

A pesquisa objetivou comparar os efeitos de diferentes usos antrópicos dos solos (silvicultura e agropecuária extensiva), sobre rios de menor ordem, tanto do ponto de vista físico e químico, quanto biológico, através do estudo de características fisiológicas, morfológicas e da distribuição e abundância de macroalgas perifíticas.

Complementarmente, o papel de ecossistemas ripáricos (áreas alagadas e matas ciliares) e da exploração florestal sobre a qualidade da água, além do efeito do enriquecimento com N e P nas taxas de colonização de substratos artificiais foram estudados.

Para tal, selecionaram-se quatro bacias de rios de menor ordem (córregos) na região do médio rio Doce, (MG). Duas delas utilizadas para fins florestais (plantios de Eucalyptus grandis) e as demais ocupadas por pastagens e agricultura de subsistência.

Em bases sazonais (seca e chuvas), e espaciais (nascente, trecho médio e trecho final), amostraram-se as variáveis físicas e químicas básicas da água, as concentrações de nutrientes (N, P. Ca, Mg, K, Na, Fe, Zn, Mn, Cu) e as concentrações de sólidos totais em suspensão.

Populações de dois gêneros de macroalgas perifíticas e uma briófita, foram amostradas para determinação de seu conteúdo nutricional (N e P, Ca, Mg, K, Na, Fe, Zn, Mn, Cu), concentração de clorofila a, porcentagem de cobertura e comprimento de pêlos.

Os resultados sugeriram que a temperatura sofreu influência da ausência da mata ciliar nos córregos agrícolas, mostrando tendência a ser maior nestes ambientes. O pH foi ligeiramente maior nos córregos drenando bacias agropastoris, apesar de não haver diferença significativa nos trechos finais das bacias, independentemente de seu uso do solo. Os valores da concentração de oxigênio estiveram na maior parte das coletas próximos da saturação, sendo mais dependentes de elementos da paisagem, como quedas d'água e áreas alagadas. Apenas na estação chuvosa A condutividade elétrica e a alcalinidade foram maiores nos córregos agrícolas, não apresentando diferenças significativas nas estações secas. Isto provavelmente se deu como resultado do maior aumento da concentração de cátions básicos na água dos córregos agrícolas e da entrada de ácidos orgânicos nos córregos florestais, em decorrência das chuvas O potencial redox (Eh), foi positivo em 84 das 87 amostragens realizadas, refletindo o caráter oxidante do meio. Os valores de Eh foram bem baixos (-168 mV), logo após a colocação de escória siderúrgica em um dos trechos amostrados. Tais valores voltaram ao normal pouco depois.

As bacias florestais mostraram-se mais conservativas em termos do fósforo - com menores taxas de exportação de P total em relação às bacias agrícolas - cátions básicos (K, Na, Mg e Ca) e metais (Fe, Mn, Zn e Cu) na coluna d'água, sugerindo que o ecossistema florestal consegue reter mais eficientemente nutrientes em relação aos ecossistemas agrícolas.

As concentrações de nitrogênio foram similares para todos os ambientes estudados, com valores elevados, notadamente na fração correspondente ao íon amônio. A explicação pode estar na decomposição de matéria orgânica nas bacias florestais e na aplicação de fertilizantes nitrogenados, nas bacias agrícolas. A relação N:P foi alta (devido aos elevados valores das concentrações de nitrogênio), elevando-se nas chuvas em relação às estações secas, para os dois ambientes.

Dois gêneros de macroalgas foram coletados: Batrachospermum sp. (Rhodophyta) e Spirogyra sp (Chlorophyta). Os córregos florestais, possivelmente devido à maior diversidade de habitats, apresentaram maior porcentagem de cobertura de macroalgas e briófitas perifíticas, as quais se desenvolveram apenas nas estações secas. A vazão foi a variável mais importante no controle da abundância do perifítion.

Escória siderúrgica, colocada em um dos trechos amostrados, eliminou uma população de Batrachospermum por dois meses.

As razões N:P nos tecidos das amostras de perifíton ficaram abaixo dos valores normalmente aceitos para uma limitação por fósforo, sugerindo uma limitação por nitrogênio. A elevada concentração de íon amônio, provavelmente dificultou a utilização de nitrato pelo perifíton. A composição química de Batrachospermum sp. foi correlacionada positivamente com a concentração de zinco na água, enquanto que para Spirogyra sp., houve correlação significativa entre a concentração de ferro e cobre em seus tecidos e na água. O comprimento de pêlos em Batrachospermum sp., mostrou uma correlação negativa significativa com o conteúdo de fósfato na água, sugerindo que tal característica morfológica pode ser utilizada para se monitorar o grau de trofia dos ambientes lóticos estudados.

Os ecossistemas ripáricos, especialmente as áreas alagadas, demonstraram eficiência na remoção de STS, fósforo e nitrogênio, apesar dos resultados indicarem haver diferenças na eficiência das áreas alagadas, provavelmente devido à diferenças em seu tamanho.

O efeito da exploração florestal se fez sentir especialmente na área de nascente a qual exibiu valores baixos de saturação de oxigênio e aumento na concentração de STS e nutrientes como resultado da entrada de restos da exploração na água. Também houve redução no valor de pH (> 5.0) no trecho médio da bacia explorada.

A taxa de colonização - expressa como conteúdo de clorofila a por cm^2 - nas lâminas expostas à mistura de nitrogênio e fósforo foi maior que as taxas calculadas para as lâminas que receberam apenas fósforo e nitrogênio, nesta ordem, sugerindo que a colonização algal nos córregos está limitado pelo fósforo.

Em conclusão, a qualidade da água nos córregos drenando plantios maduros de Eucalyptus grandis é claramente superior à qualidade das águas de córregos agrícolas. Existem evidências que isto é provavelmente um efeito combinado da proteção do solo pelas árvores (Eucalyptus grandis mais árvores nativas em reservas), estabilização de barrancas promovido pela mata ciliar e efeito tampão de áreas alagadas. Entretanto, como demonstrado quando os plantios de Eucalyptus grandis são cortados, a qualidade das águas pode ser afetada de maneira deletéria. Apesar das tendências de melhoria em algumas variáveis ambientais crítica não se sabe quanto tempo será necessário para um retorno às condições pré-corte. Por outro lado, a simplificação dos habitats ao longo dos córregos agrícolas - onde os ecossistemas ripáricos são mantidos em más condições ou mesmo inexistentes - eliminam qualquer efeito tampão das matas ciliares e áreas alagadas sobre a qualidade das águas. Estes córregos de menor valor ecológico, são incapazes de manter populações detectáveis de macroalgas ou briófitas, mesmo nos meses favoráveis para crescimento das mesmas (meses secos).

Os resultados indicam vantagens da silvicultura sobre a agricultura e pecuária do ponto de vista da conservação de rios de menor ordem na região do médio rio Doce. Apesar destas vantagens, é necessário que decisões de manejo levem em conta a visão de conservação de ecossistemas ripáricos de maneira a garantir suas funções ecológicas. Ao fazer isto, deve emergir um maior consenso de que é possível a conservação da natureza, mesmo em ciclos florestais de curta rotação.

Abstract.

The aim of the research was to build a comparison between effects of different land uses (forestry, agriculture and grassland) on low-order rivers (streams) through the study of its water chemistry and some physiological and morphological characteristics of periphytic macroalgae.

The role of riparian ecosystems (wetlands and stream side forests) and clear-cutting on water quality, and rates of periphytic colonization were investigated as well.

Studies were carried out in four streams (first, second and third order) located in the river Doce basin, Minas Gerais State, Southeast Brazil. Two streams watersheds are occupied with <u>Eucalyptus</u> <u>grandis</u> plantations (forest streams). The whole of the other two watersheds are grasslands and primitive cropland (agricultural streams).

A seasonally (dry and rain seasons) and spatialy (headwater, middle and final reach) oriented sampling program supplied data about basic variables, total suspend solids and nutrient (N, P, Ca, Mg, Mn, K, Na, Fe, Zn, Cu and Mn) concentrations in the water. The same nutrients plus chlorophyll <u>a</u> contents, percent cover and hair lengths were collected on two populations of macroalgae and one population of Bryophyte .

The figures suggests the lack of riparian forest in the agriculturally impacted streams had effects on water temperature for these environments were warmer than forestry impacted streams. As a whole, pH was slightly greater in the agriculturally impacted streams, whereas no significant difference was noticed on the streams final discharge, despite the land use. Dissolved oxygen - which was near saturation in almost all samplings sites - shown no influence from land use although there was significant influence from landscape elements like waterfalls and wetlands. Reflecting these high oxygen concentrations, values for redox potential (Eh) were positive in 84 of 87 samplings. Eh values were odd low (-168 mV) just after the dross covering of one forest stream middle reach. The values did return to positive in few days.

Only in the rain season the values of both electric conductivity and total alkalinity were significantly ($P < 0.05$) greater in agriculturally impacted streams. Factors contributing to these results included high concentrations of basic elements (K^{+}, Na^{+}, MG^{2+}, Ca^{2+}) in agriculturally impacted streams. The forested watersheds seems to be more conservative in basic elements as theirs export rates were lower than agricultural watersheds export rates.

The streams draining <u>Eucalyptus</u> <u>grandis</u> plantations had lower metals concentrations than agricultural streams. Iron was the commonest metal in water followed by manganese, zinc and cooper.

All aquatic environments had high total nitrogen (TN) levels with ammonium being the main dissolved form. Decomposition of organic matter (from riparian ecosystems) in forest streams and nitrogen fertilizers in agricultural watersheds are factors accounted to these high N levels. The elevated nitrogen and low phosphorus levels due by understandable high N:P ratios with maximum values taken place in the rain season, despite the land use. In terms of concentration and output of phosphorus, streams in forestry impacted watersheds shown lower results than agriculturally impacted streams.

Only in the dry seasons it was possible to find some periphyton macroscopic components: Batrachospermum sp., (Rhodophyta), Spirogyra sp., (Chorophyta) and one moss (bryophyte). Periphyton percent cover was higher in forest streams, possibly a outcome of theirs more diverse and stable habitats. Discharge had a significant ($p > 0.05$) correlation (-0.65) with percent cover. Bed stream dross covering eliminated one <u>Batrachospermum</u> population for more than two months.

Tissue N:P ratios suggests nitrogen limitation rather than phosphorus limitation for periphyton. The ammonium high levels can explain it causes its adverse effect on nitrate-nitrogen assimilation. Batrachospermum chemical composition showed a significant correlation (0.99, $p < 0.05$) to Zn concentration in water. In Spirogyra sp., contents of Fe and Cu were significantly ($p < 0.05$) correlated to water concentrations at 0.72 and 0.68 r^2 values, respectively.

Regression coefficient between phosphate concentrations and hairs length in Batrachospermum sp., was equal to 0.78 ($p < 0.05$) with a angular coefficient equal to -9.76. It suggests an increase in phosphate concentration caused a decrease in Batrachospermum hairs length.

Riparian ecosystems, mainly wetlands were effective in removal of suspended total solids, phosphorus and nitrogen. However, there were evidence differences in size hold influence on wetlands nutrients removing efficiency.

Both depletion in headwater oxygen saturation and increase in total suspended solids concentration were the most evident effects noticed from forest clear cutting. Entrance of debris from adjacent exploitation areas is thought to be chargeable for these effects. Also, there was pH depletion (> 5.0) in stream middle reach.

In situ enrichment experiment about colonization rates - expressed as chlorophyll a contents per square centimeter - were higher in class slides receiving nitrogen plus phosphorus rather than slides receiving phosphorus or nitrogen only. It suggests a phosphorus like constrain a to periphytic colonization.

Batrachospermum sp., hairs length is likely a useful monitoring variable to streams trophic status. It can be used in both detect subtle changes in water quality or "pulse" patterns in nutrient loading.

In conclusion, water quality in streams draining mature forest plantations is conspicuous better than water quality on agricultural streams. There are evidences that it is probably a combined result of soil protection by trees (Eucalyptus grandis plantations plus natural forests), riverbanks stabilization by riparian forests and wetlands buffer effect. However, when Eucalyptus grandis plantations are cut-off, water quality can be affected in a negative way. This is true especially in headwater which seemed to be more sensible to clear-cut effects. Despite the trends of environmental improving, the amount of time necessary to recovering of some key variables back to pre-impact conditions remains unknown. On the other hand, habitat simplification along the agricultural streams - where the riparian ecosystems are in bad conditions or keeping away - preclude any buffer effect from both stream side forests and wetlands on water quality. These agricultural streams of lesser ecological value are unable to hold detectable populations of macroalgae or bryophyte even in dry months (the favorable growing season).

The findings outlined some forestry advantages over agriculture and livestock from the point of view of streams conservation in the middle rio Doce region. Management decisions need to taken into account a conservation view to the water-riparian ecosystems in order to their determining ecological functions should be guaranteed, advantages notwithstanding. In doing so, a greater consensus with nature conservation will be the result than this is possible even when short-rotation stand management is practiced.

CONTEÚDO

CONTEÚDO (continuação)

Lista de Figuras.

Lista de Tabelas.

1. Introdução.

1.1 Considerações gerais sobre a silvicultura e os recursos hídricos.

Nas últimas três décadas, a indústria florestal tem se colocado sob crescente questionamento no que diz respeito aos seus efeitos sob o ambiente, como um todo, e seus efeitos sobre as águas superficiais, em particular. Em relação a este último, até o momento a maior atenção da sociedade é colocada sobre a questão da quantidade da água utilizada pelos plantios (Castro, 1985; Lima, 1987). Entretanto, há uma crescente preocupação acerca dos efeitos das atividades silviculturais sobre a qualidade das águas, devido à crescente deterioração da qualidade dos rios que são utilizadas para abastecimento doméstico e recreação existindo uma grande demanda social por respostas às questões tais como: Que efeitos têm a transformação de terras agrícolas ou pastagens, sobre a qualidade das águas de uma determinada região (Mac Donald *et alli*, 1991)?

A região do médio rio Doce, no Estado de Minas Gerais é um exemplo de região que tem sofrido intensa modificação nos usos dos solos, neste século (Brito *et alli.*, 1997). Após a construção de estradas de ferro nas primeiras duas décadas do século XX, grandes áreas de florestas nativas foram sendo derrubadas para suprir a indústria madeireira e abrir espaço para a pecuária. A partir da década de 1940, o desmatamento continuou desta vez para suprir a demanda de carvão vegetal para a indústria siderúrgica, ao mesmo tempo em que se iniciava o plantio florestal com Eucalyptus. Entre 1970 e 1990, iniciou-se a expansão da silvicultura, com grandes projetos, ao mesmo tempo em que a pecuária também passava por uma fase de expansão. Atualmente, a região possui grandes áreas cobertas por plantios de Eucalyptus spp. cujos impactos ambientais são muito discutidos, porém, pouco estudados.

Nesta região de relevo acidentado, estabeleceu-se uma proximidade entre bacias cobertas de plantios de Eucalyptus e bacias cobertas de pastagens e agricultura, a qual fornece uma oportunidade para um estudo ecológico comparativo entre ambientes lóticos de menor ordem.

Há uma tendência de se considerar a agricultura e pecuária, mais prejudiciais à qualidade das águas, em relação aos plantios florestais, devido aos maiores aportes de sedimentos e nutrientes como fósforo e nitrogênio. Entretanto, apesar ser consensual que modificações na cobertura vegetal na bacia de captação, trazem conseqüências para os processos ecológicos fundamentais — principalmente em rios de menor ordem — não se entende bem como a degradação se processa ou como os organismos aquáticos respondem a ela (Fisher & Likens, 1973; Gosz *et alli* 1973; Priest & Rennes, 1979; Robson & Rushforth, 1987; Petersen Jr, 1989; Hornebeck & Swank, 1992; Delong & Brusven, 1993; Osborne & Kovacic, 1993, Cortes *et alli* 1994; Brenner & Mondok, 1995).

A avaliação dos efeitos de diferentes usos do solo, nem sempre é possível de forma contínua, devido à natureza das perturbações, como a entrada de nutrientes e pesticidas no ambiente em forma de "pulsos" gerados por eventos aleatórios de escoamento superficial intenso, sendo onerosa a manutenção de um programa de amostragem com a freqüência necessária para detecção destes "pulsos". Isto é particularmente verdadeiro para o fósforo, o qual é imóvel no solo, sendo deslocado apenas quando adsorvido à superfície das argilas e matéria orgânica detrital do solo (MacDonald & Carmichael, 1996).

Uma forma de se monitorar tais fontes difusas e intermitentes de poluição é a medição periódica de características de comunidades aquáticas, tais como a comunidade das algas perífíticas. Apesar de menos consideradas no monitoramento de cursos d'água, o uso de algas possui vantagens(Whitton & Kelly, 1994):

a) Freqüentemente representam um importante componente do ecossistema;

b) Podem refletir mais precisamente a composição em nutrientes da água;

c) Estão presentes antes e depois das perturbações.

A falta de maior conhecimento taxonômico é um impedimento ao uso mais difundido de algas, principalmente diatomáceas (*Bacillariophyta*), como uma ferramenta de monitoramento. Porém, abordagens fisiológicas podem complementar ou mesmo substituir informações taxonômicas (Kelly *et alli.*, 1994).

A existência de solos úmidos adjacentes à ambientes lóticos, ocasiona o aparecimento de florestas ciliares e áreas alagadas (brejos), os quais formam os ecossistemas conhecidos pelo nome coletivo de "ecossistemas ripáricos" (Lima, 1997). Para Swanson & Franklin (1992), as interações ecológicas entre os ecossistemas terrestres e rios de menor ordem formam as bases para uma definição funcional de ecossistemas ripáricos - a zona de direta interação entre ecossistemas terrestres e aquáticos, delimitada em termos de suas funções ecológicas, tais como sombreamento e lançamento de matéria orgânica fina e particulada à água. Além disso, estes ecossistemas têm mostrado ser valiosos para a remoção de grande parte do nitrogênio e fósforo que aporta em um determinado curso d'água, através da sedimentação, adsorsão e fixação em partículas de matéria orgânica, metabolismo e conversão microbiana a gazes, os quais escapam para atmosfera (Kuenzler, 1989, citado por Sharitz *et alli.* ,1992; Gilliam, 1994).

Tais ecossistemas ripáricos estão presentes em algumas bacias de de rios de menor ordem na região do médio rio Doce sendo, portanto, importante conhecer o papel destes ecossistemas para a manutenção da qualidade das águas e a influência das atividades de manejo dos solos e vegetação sobre tais ecossistemas.

Do ponto de vista econômico, mesmo considerando-se que há diferentes grupos de interesse no uso da terra (agricultores, pecuaristas e silvicultores) nas bacias de rios de menor ordem da região do médio rio Doce, todos objetivam maximizar a produção de bens, sejam eles grãos, rebanhos ou madeira. Por outro lado, a manutenção da produtividade sustentada está diretamente ligada à manutenção das funções (fluxo hidrológico, ciclagem biogeoquímica de nutrientes, etc) e valores (irrigação, abastecimento, manutenção de animais domésticos e fauna silvestre, etc) dos recursos hídricos. Qualquer diminuição significativa nos mesmos pode ameaçar a sustentabilidade da produção.

Uma melhor compreensão dos efeitos dos diferentes usos dos solos sobre a ecologia de ecossistemas aquáticos de menor ordem, na região do médio rio Doce, fornecerá subsídios para definição de melhores formas de manejo ambiental dos solos e da vegetação nas bacias destes ecossistemas, de forma a conciliar a conservação dos recursos hídricos com a produção de riquezas.

1.2. Bases Científicas.

Alterações nos usos dos solos em áreas rurais, particularmente uma modificação de agricultura/pecuária para silvicultura e vice-versa, têm sido freqüentemente relacionadas à degradação na qualidade e quantidade dos recursos hídricos. O conhecimento de como esta degradação ocorre, pode ajudar a prevenir e/ou remediar problemas concretos e imediatos (Priest & Rennes, 1979; Beasley & Granillo, 1988; Garman & Moring, 1991; Hornbeck & Swank, 1992; Osborne & Kovacic, 1993; Allan, 1995). Por outro lado, a avaliação dos impactos de diferentes práticas de manejo agropecuário e florestal sobre os ecossistemas aquáticos, levou ao consenso que a implementação de medidas visando simplesmente à minimização do assoreamento dos canais e monitoramento das concentrações de nutrientes nas águas foi inadequada para mitigar os

impactos ambientais negativos. É necessária uma consideração da estrutura dos habitats, recursos alimentares, regime das perturbações, resposta dos organismos aquáticos e ciclagem de nutrientes (Karr, 1993).

Os efeitos de modificações da cobertura vegetal (e.g. transformação de áreas de floresta natural em plantios florestais e/ou agrícolas) são particularmente importantes para rios de menor ordem, os quais freqüentemente são mais suscetíveis à degradação devido a sua maior dependência em relação aos ecossistemas terrestres adjacentes (Fisher & Likens, 1973; Petersen, Jr. *et alli.*, 1989; Delong & Brusven, 1993). As florestas afetam rios de menor ordem pela regulação da base alimentar e estrutura de habitats de ecossistemas aquáticos. Os efeitos incluem a regulação de luz disponível para produção primária, o aporte de material orgânico dissolvido (via escoamento pelos troncos e através do solo) particulado (deposição de litter) e dos processos biogeoquímicos associados à água superficial e subterrânea nos canais e áreas de inundação. Raízes e troncos formam "piscinas" naturais que regulam o movimento da água, sedimentos e matéria orgânica ao mesmo tempo em que formam habitats. Nas regiões desmatadas, o aporte de nutrientes e sedimentos, vindos de áreas urbanas, agrícolas ou pastoris, pode causar alterações na biota (aumento na biomassa de algas e bactérias, mudanças na diversidade), nas características físicas das águas - tais como turbidez e cor - e na composição dos sedimentos (Peterson *et alli.*, 1985; Garman & Moring, 1992; Swanson & Franklin, 1992; Barbosa *et alli.*, 1993).

Apesar de muito pequenos para suportar grandes populações de peixes, estes rios de menor ordem proporcionam água boa qualidade, necessária para a manutenção dos recursos pesqueiros em rios de ordens superiores (Hornbeck & Swank, 1992). Outro importante papel desempenhado por rios de menor ordem é o de proporcionarem numerosos habitats para os organismos aquáticos. Além da água em sí mesma,

troncos e demais fragmentos de madeira de diversos tamanhos, criam habitats e acumulam matéria orgânica particulada essencial para a base alimentar dos organismos (Swanson & Franklin, 1992).

Entre os organismos aquáticos, que vivem em rios de menor ordem, pouca atenção tem sido dada à conservação de espécies de algas, através da manutenção de seus habitats. Para Norton *et alli.* (1997), a negligência em relação à biodiversidade algal, tem sido institucionalizada, pela falta de apelo popular, existente em outros organismos, como os mamíferos e pássaros. No entanto examinando-se a Tabela 1.1, verifica-se a importância das algas para a composição da biodiversidade.

Tabela 1.1 Número de espécies reconhecidas e estimadas de algas.

Classe taxonômica	número de espécies reconhecidas	número de espécies estimadas
Cyanophyta	2000	?
Euglenophyta	900	2000
Dinophyta	2000-4000	3500-11000
Rhodophyta	4000-6000	55000-20000
Charophyceae	11000-13000	20500
Chlorophyceae	2500-2500	10000-100000
Diatomophyceae	10000-12000	100000-1000000
Crysophyceae	1000-2000	24000
Xanthophyceae	600	2000

Fonte: Norton *et alli*, 1997.

É previsto que habitats experimentando uma alta freqüência de perturbações se caracterizem por uma baixa biomassa de algas epilíticas, enquanto habitats tendo baixa freqüência de perturbações possuam altos níveis de biomassa algal (Scarbrook & Towsend, 1993). Ainda é desconhecido se este modelo confere aos ambientes aquáticos drenando bacias utilizadas para silvicultura, onde os plantios possuem longos intervalos de tempo entre rotações (corte), uma vantagem sobre ambientes drenando bacias agrícolas ou pastoris, onde há grandes variações anuais (Death & Winterbourn, 1994). Um exame na literatura revela que as pesquisas sobre efeitos das atividades florestais sobre os corpos d'água, sempre se restringiu aos aspectos de consumo de água

e concentração de nutrientes dissolvidos (Askew & Williams, 1986; Lima, 1987; Grip *et alli.*, 1994; Nisbet *et alli.*, 1995; Sorrisovalvo *et alli.*, 1995; Sahin & Hall, 1996; Willians *et alli.*, 1996; Mitchell, *et alli.*, 1996). Aparentemente, são poucos estudos que englobem aspectos da transformação da forma de uso do solo sobre aspectos ecológicos mais amplos e/ou analisem a resposta dos organismos aquáticos a tais mudanças como, por exemplo, Rees & Ribbens (1995).

Estudos realizados em rios de países temperados mostraram que condições de carência de $P\text{-}PO_4^{3-}$ induzem modificações na morfologia e fisiologia de algas perifíticas. Tais modificações — presença de um grande número de "pêlos", e diminuição na concentração de P total — servem para que se monitore a condição nutricional das águas que são submetidas a fontes difusas e intermitentes de poluição (Gibson, 1986).

Pêlos em algas procariotas foram definidos como uma série de células estreitas e alongadas, contendo muito pouco ou nenhum protoplasma e incapazes de posterior crescimento (Bornet & Flahault, 1986, *in* Gibson & Whitton, 1987). Uma redefinição, feita por Sinclair & Whitton (1977), citados em Whitton (1988), considera o pêlo, como uma região do tricoma onde as células são estreitas, alongadas, ricas em vacúolos e aparentemente incolores. Esta última definição permite um reconhecimento fácil ao microscópio.

De Boer & Whoriskley (1983), citados por Gibson (1987), numa definição mais aplicada às espécies marinhas, consideram pêlos em algas eucariotas, como sendo filamentos estéreis, crescidos da superfície do talo. Em Chaetophorales, o pêlo é definido como a porção final do filamento, composta de uma ou mais células estreitas e alongadas, sem cloroplastos, fáceis de reconhecimento ao microscópio ótico. São registrados ocorrendo em *Chlorophyta, Cyanophyta, Phaeophyta e Rhodophyta* (Gibson, op. cit.).

Outro aspecto a ser considerado, é o do papel desempenhado por ecossistemas ripáricos, tais como áreas alagadas (brejos) e matas

ciliares na manutenção da qualidade das águas de rios de menor ordem. Apesar do crescente interesse em grandes áreas alagadas e seu uso em tecnologia ambiental, pouco é conhecido acerca da efetividade de pequenas áreas alagadas no controle de fontes difusas de poluição (Raisin, 1996).

Pelo acima exposto, este trabalho tem como objetivos básicos:

1) Estabelecer uma comparação entre os efeitos de atividades agropecuárias e silviculturais sobre ambientes lóticos de menor ordem, através de uma caracterização física e química destes ambientes e das respostas da comunidade perifítica;

2) Avaliar o potencial de componentes macroscópicos do perifíton como biomonitores de perturbações oriundas de atividades de manejo de pastagens, agricultura e plantios florestais sobre a qualidade das águas em rios de menor ordem;

Isto se dará pela investigação da natureza física e química das águas e de variáveis ecológicas de componentes macroscópicos da comunidade perifítica em quatro ambientes lóticos de menor ordem, aqui denominados "córregos", localizados na região do médio rio Doce (MG): Dois ambientes drenam bacias utilizadas para atividades pastoris e, em menor grau, agricultura de subsistência (denominados "córregos agrícolas"); os outros drenam bacias utilizadas para plantios de Eucalyptus grandis ("córregos florestais").

Mais especificamente, as questões que tentarão ser respondidas, são as seguintes:

1) Há diferenças significativas nas variáveis ambientais (temperatura, teor de O_2 dissolvido, pH, condutividade elétrica, potencial redox, alcalinidade total, concentrações e taxas de exportação de N, P, Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Zn, Cu, STS) de rios de menor ordem que drenam bacias utilizadas para agropecuária ou silvicultura industrial, na região do médio rio Doce (MG) ?

2) Há alguma relação entre o manejo dos solos, vegetação e das águas destas bacias e a distribuição e abundância de componentes macroscópicos do perifíton, tais como macroalgas e briófitas?

3) Existe alguma característica fisiológica ou morfológica destes componentes macroscópicos do perifíton, que podem ser usadas para monitoramento de efeitos dos diferentes usos do solo sobre a qualidade das águas?

4) Qual é o papel dos ecossistemas ripáricos na manutenção da qualidade das águas?

5) Alguma alteração significativa nas taxas de colonização perifítica seria provocada por um aumento na concentração de formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo nestes ambientes?

A variabilidade temporal se deu entre os períodos de seca e chuvas, enquanto um gradiente nascente - foz foi estabelecido para avaliação da variabilidade espacial. Apenas material de populações naturais (não cultivadas) de componentes macroscópicos do perifíton, coletado durante as estações de crescimento, foram utilizados.

O papel de ecossistemas ripáricos, na manutenção da qualidade das águas, foi avaliado através da comparação de amostragens realizadas antes e após a passagem das águas por estes ecossistemas.

2. Área de Estudos.

2.1 Locação e denominações dadas aos rios de menor ordem.

Os rios de menor ordem escolhidos para a pesquisa, situam-se a leste do Estado de Minas Gerais, na região do médio rio Doce (43° 30'W - 19° 00'S e 42° 27'W - 19° 10'S). Administrativamente, a área pertence ao município de Açucena (Figura 2.1).

Para a diferenciação entre os rios de menor ordem (daqui para frente, denominados "córregos"), deu-se um nome a cada um, o qual se relaciona aos usos dos solos em suas bacias de drenagem. Desse modo, a referência aos córregos utilizada neste trabalho, será:

- Córrego 1: **Projeto Córrego Grande.** Córrego drenando bacia utilizada para de plantio de Eucalyptus grandis, de propriedade da CENIBRA S/A;
- Córrego 2: **Córrego Alto.** Córrego drenando bacia ocupada por pastagens e agricultura;
- Córrego 3: **Projeto Rubro Negra.** Córrego drenando bacia utilizada para de plantio de Eucalyptus grandis, de propriedade da CENIBRA S/A;
- Córrego 4: **Córrego São Mateus.** Córrego drenando bacia ocupada por pastagens e agricultura.

Os córregos 1 e 2 (Projeto Córrego Grande e Córrego Alto) drenam para o córrego da Pinguela, afluente do rio Santo Antônio, o qual, cerca de três quilômetros abaixo, se junta ao rio Doce. Os córregos 3 e 4 (Projeto Rubro-Negra e Córrego São Mateus) formam as nascentes do ribeirão São Mateus, afluente do rio Corrente Grande, o qual desemboca no rio Doce, a cerca de 4 km acima da desembocadura do rio Santo Antônio.

Quando se fizer uma referência conjunta aos córregos 2 e 4, os mesmos serão chamados "córregos agrícolas", apesar de pastagens cobrirem a maior parte dos solos de suas bacias. Para os córregos 1 e 3 se fará referência conjunta aos dois como "córregos florestais".

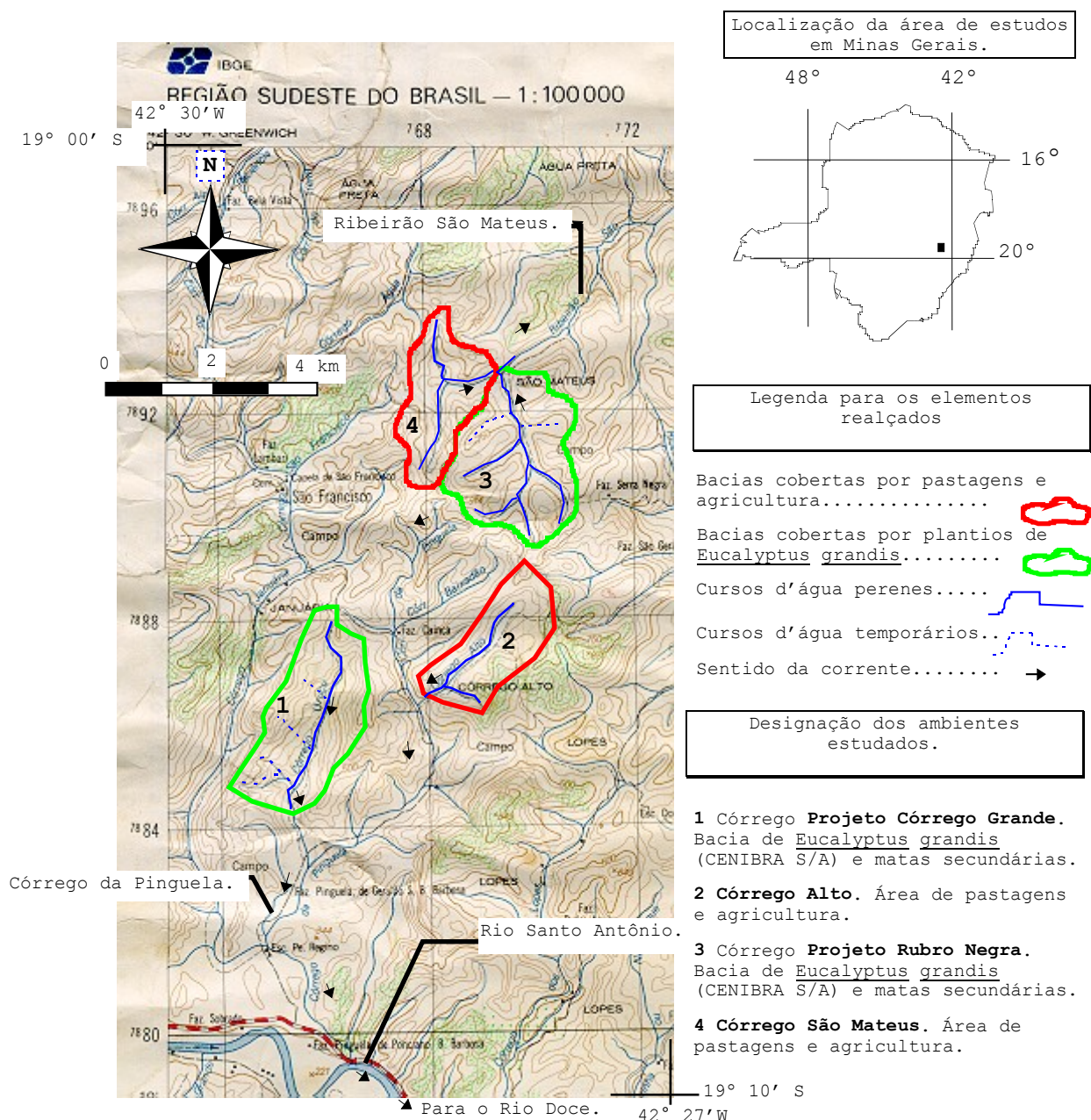



Figura 2.1 - Locação dos rios de menor ordem, delimitação de suas bacias de drenagem, indicação dos principais usos do solo em cada uma delas e hidrografia (Fonte: *Carta de Dom Cavati*, Folha M-2500, IBGE).

2.2 Macroclima e paisagem geral na região do médio rio Doce.

Apesar de variar com a altitude, o clima da região do médio rio Doce é classificado como **Aw** pelo método de Köppen, ou seja: clima tropical úmido (megatérmico) de savana, com invernos secos e verões chuvosos, sendo a temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C e a precipitação do mês mais seco inferior a 60 mm. A precipitação total anual varia entre 1100 mm nas partes baixas e 1400 mm nas elevações. A região tem temperaturas médias anuais de 21 °C (elevações) e 23 °C

(baixadas). As temperaturas anuais máximas médias são iguais a 28 e 29 °C nas partes altas e nas baixadas, respectivamente, enquanto as temperaturas anuais mínimas médias ficam entre 18 °C (elevações) e 19 °C (baixadas). Há entre 1900 a 2000 horas de insolação por ano e entre 200 a 250 mm deficiência hídrica anual do solo (ANTUNES, 1986).

A pedoforma dominante é a do assim chamado "Mar de Morros" de Minas Gerais (Resende & Almeida, 1985), o qual se estende pelas porções leste e sul deste estado. A distribuição percentual do relevo neta região é: ondulado (30%), fortemente ondulado (50%) e montanhoso (20%). Os solos são classificados como Latossolos Vermelho-Amarelos (LV) álicos ou distróficos, associados à cambissolos tendo um horizonte C siltoso e muito profundo. Há problemas sérios de erosão acelerada dos solos devido ao desmatamento das áreas de relevo energético e das práticas primitivas de manejo de pastagens e áreas agrícolas.

A vegetação original se constituía na Mata Atlântica, hoje reduzida ao Parque Estadual do Rio doce, o qual possui cerca de 36000 ha e a diversos fragmentos isolados. Ainda não há uma estimativa confiável da taxa de erosão da biodiversidade terrestre regional (diversidade Γ), causada pela atividade antrópica. Porém, tendo o vale do rio Doce originalmente apenas 3% do total da área da Mata Atlântica brasileira, abriga 148 (50 %) das espécies mamíferos, 393 (40%) das espécies de aves, 142 das espécies arbóreas e 37 das espécies de anfíbios encontrados neste bioma florestal, o que caracteriza a região como de alta diversidade (Fonseca, 1997).

A pecuária e a silvicultura industrial são os principais usos dos solos regionais. A silvicultura destina-se a suprir a demanda de madeira para fabricação de celulose e em menor escala, a demanda de carvão vegetal para siderurgia. A pecuária é extensiva, com uso do fogo para o manejo de pastagens, enquanto a agricultura, em sua maior parte, é de subsistência (Brito *et alli.*, 1997).

2.3 Morfologia e usos dos solos das bacias de drenagem.

A quantificação dos diversos usos do solo em cada bacia de drenagem encontra-se na Tabela 2.1, enquanto a morfometria básica é mostrada na Tabela 2.2.

Os usos dos solos dividem as bacias de drenagem dos córregos em estudo em duas categorias: a) bacias florestadas (florestas nativas secundárias associadas a plantios de Eucalyptus grandis) e b) bacias pastoris com pequena atividade agrícola.

Nas bacias do Projeto Córrego Grande e Projeto Rubro-Negra, há 94.5% e 92.1% de cobertura florestal, respectivamente, sendo que 43.5% (Projeto Córrego Grande) e 62.6% (Projeto Rubro-Negra) da bacia são formados por plantios de Eucalyptus grandis, com idade média de 9 anos.

Por outro lado, observar-se que 95.9% e 92.9% da área das bacias de drenagem dos Córregos São Mateus e Alto, respectivamente, estão ocupados com pastagens, e que não existem ecossistemas ripáricos, tais como áreas alagadas e florestas ciliares. O fragmento (12 ha) de floresta secundária na bacia do Córrego Alto representa 3.9% da bacia.

Ecossistemas ripáricos como terras alagadas, drenados nas bacias pastoris, existem somente nas bacias florestadas, mesmo com a declividade elevada destas últimas. Na bacia do Projeto Córrego Grande, (declividade média de 39.8%), há 1.5% da área (9.1 ha) de áreas alagadas. No Projeto Rubro-Negra (declividade média = 15.4%) as áreas alagadas são 2.14 % (14.2 ha) da bacia.

As áreas das bacias de mesmo uso do solo são semelhantes: 604 e 663 ha para as bacias com Eucalyptus e 309 e 321 ha para as bacias com pecuária e agricultura. Do mesmo modo, são semelhantes os valores calculados para a densidade de drenagem: 1.3 e 1.2 para bacias florestais e para as de pecuária e agricultura, respectivamente. Os valores desta última variável são considerados baixos e típicos de bacias cujo material de origem dos solos é arenito (MORISAWA, 1968 in LIMA, 1986).

Tabela 2.1 - Quantificação (hectares) das áreas dos principais usos dos solos nas bacias de drenagem. Os números entre parênteses, representam a porcentagem da área ocupada pelo respectivo uso.

Bacia de drenagem.	Plantios de *Eucalyptus grandis*	Florestas nativas secundárias*	Pastagens degradadas	Agricultura de subsistência.	Áreas alagadas	Estradas e aceiros**
Projeto Córrego Grande	263 (43.5)	293.7 (48.6)	0	0	9.1 (1.5)	29.8 (5.5)
Córrego Alto	0	12 (3.9)	287 (92.9)	3 (0.9)	0	7.0 (2.7)
Projeto Rubro-Negra	415 (62.59)	211.8 (31.94)	0	0	14.2 (2.14)	22.1 (3.3)
Córrego São Mateus	0	0	308 (95.9)	6 (1.9)	0	6.4 (2.2%)

* Inclui as matas ciliares e as áreas de reserva legal da propriedade, em diferentes graus de regeneração.
** Nas bacias agrícolas, a área de estradas, foi calculada multiplicando-se o comprimento das mesmas, dados pelos mapas, por uma largura média de 4 metros.

Tabela 2.2 - Dados morfométricos básicos das bacias de drenagem dos ambientes estudados.

Bacia de drenagem.	Área (km^2)	Perímetro (km)	Eixo (km)	Canal Principal (km)	Canais Secundários (km)	Densidade de Drenagem (km/km^2)	Fator de Forma*	Padrão de Drenagem	Exposição	Declividade Média (%)**
Projeto Córrego Grande	6.04	8.73	4.11	4.5	3.4	1.3	0.3	paralelo	sul	39.8
Córrego Alto	3.09	13.94	3.2	2.4	1.2	1.2	0.3	paralelo	sul	17.6
Projeto Rubro-Negra	6.63	17.21	3.54	3.4	5.4	1.3	0.6	dendrítico	norte	15.4
Córrego São Mateus	3.21	9.44	2.6	2.8	1.2	1.2	0.5	dendrítico	norte	22.9

* O Fator de Forma - a razão entre a área e o quadrado do eixo da bacia - aumenta na medida em que a bacia se aproxima da forma circular, tendo valor máximo teórico, igual a 0.78 (HORTON, 1932, citado em LIMA, 1986).
** A Declividade média, é obtida, multiplicando-se a razão entre o comprimento do canal principal e o perímetro da bacia, por 77, segundo Bethlamy (1973), citado em Lima (1986).

Os valores calculados para o Fator de Forma das bacias dos córregos Projeto Córrego Grande e Córrego Alto (0.3), demostram que estas são mais afastadas da forma circular que as bacias dos córregos Projeto Rubro-Negra e Córrego São Mateus, cujo valor encontrado foi de 0.6 e 0.5, respectivamente. Para Scwab *et alli*. (1966) apud Lima, (1986), considerando-se duas bacias de mesma área, aquela com maior valor do Fator de Forma, é mais sujeita à inundações repentinas.

O padrão de "drenagem em paralelo" dos córregos Projeto Córrego Grande e Córrego Alto são esperados de bacias com declividade elevada e/ou controles estruturais que favoreçam a formação de correntes fluviais paralelas. Já o padrão "dendrítico" (córregos Projeto Rubro-Negra e Córrego São Mateus) se desenvolve sobre rochas de resistência uniforme ou rochas de estrutura horizontal (Suguio & Bigarella, 1990). Um exemplo destes controles estruturais são os afloramentos rochosos. Pela declividade da bacia do Córrego São Mateus (22.9%), seria esperado que a mesma apresentasse um padrão de drenagem paralelo, no entanto, seu padrão é dendrítico. Outros fatores, como a uniformidade de resistência do material de origem à erosão hídrica, devem estar condicionando o seu escoamento fluvial. Já na Bacia do o Córrego alto, a declividade de 17.6% e a existência de afloramentos rochosos condiciona seu padrão paralelo de drenagem.

2.4 Codificação dos pontos de amostragem.

Cada ponto de amostragem foi codificado de forma alfanumérica, com duas letras e um número. As duas letras representam um dado córrego, (e.g. Córrego Grande = CG), enquanto o número é a respectiva posição topográfica desde a nascente até os limites de cada bacia. Assim, o número 1, representa uma posição próxima à nascente, o número 2 representa o trecho médio e o número 3 à saída da bacia (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Codificação dos pontos de amostragem em cada córrego, de acordo com sua posição topográfica.

Córrego	Posição topográfica Ponto próximo à nascente.	 Ponto no trecho médio.	 Ponto no final da bacia.
Córrego Alto	**CA1**	**CA2**	**CA3**
Córrego São Mateus	**CS1**	**CS2**	**CS3**
Projeto Córrego Grande	**CG1**	**CG2**	**CG3**
Projeto Rubro Negra	**RN1**	**RN2**	**RN3**

Para a classificação da ordem do córrego nos pontos de amostragem (Tabela 2.4), utilizou-se o critério hierárquico, desenvolvido por Horton, (1945), modificado por Strahler (1952, 1964), citados em Allan, (1995).

Tabela 2.4. Ordem do córrego nos pontos de amostragem.

Ponto de amostragem	Ordem do córrego no ponto de amostragem
CA1	1ª
CA2	1ª
CA3	2ª
CS1	1ª
CS2	2ª
CS3	2ª
CG1	2ª
CG2	3ª
CG3	3ª
RN1	1ª
RN2	3ª
RN3	3ª

Pela classificação adotada, metade dos pontos de coleta (CA3, CS2, CS3, CG1, CG2 e CG3) situa-se em trechos de 2ª ordem; quatro em trechos de primeira ordem (CA1, CA2, CS1 e RN1) e apenas dois (RN2 e RN3), em trechos de terceira ordem.

2.5 Descrição dos pontos de amostragem do Projeto Córrego Grande.

Na Figura 2.2, encontram-se assinalados a rede de drenagem, os pontos de coleta e os usos do solo na bacia do córrego Projeto Córrego Grande. O plantio de *Eucalyptus grandis*, em agosto de 1998, tinha 9 anos.

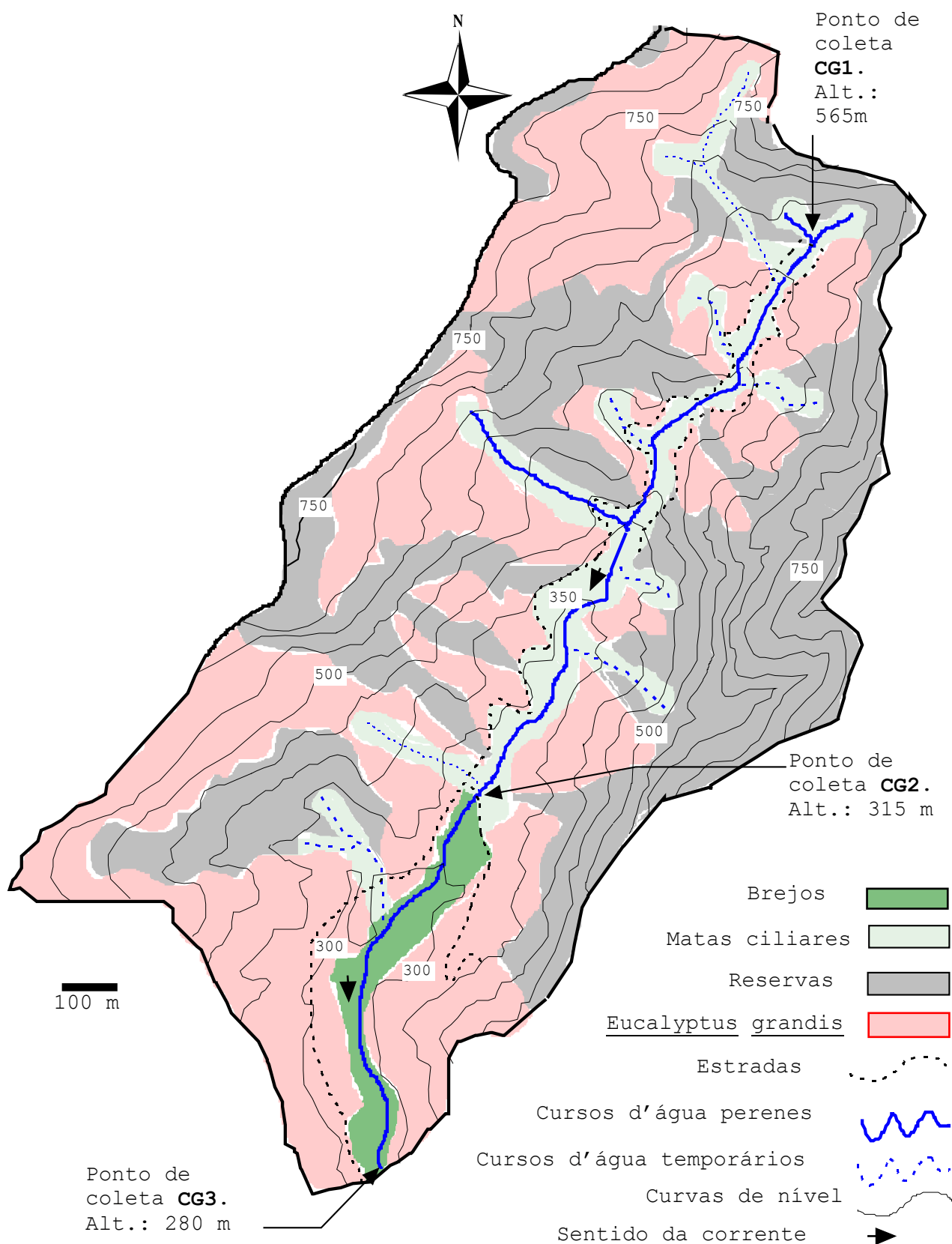



Figura 2.2 - Relevo, hidrografia, pontos de coleta de amostras e usos do solo na bacia do Projeto Córrego Grande. As curvas de nível são eqüidistantes em 50 m. Carta de usos dos solos preparada pelo autor a partir de observações de campo e cartas 1: 10 000 da CENIBRA S/A.

2.5.1 Ponto de amostragem próximo à nascente (CG1).

A nascente do Projeto Córrego Grande é formada por dois filetes perenes, que defluem desde uma cota de aproximadamente 600 m. Estes filetes se encontram na cota aproximada de 565 m. Após a união, o curso d'água formado encontra a estrada de acesso aos talhões de Eucalyptus grandis. Há um pequeno acúmulo em forma de semicírculo, com cerca de 3 metros de raio, antes de a água prosseguir por uma passagem sob a estrada. A amostragem da nascente do Projeto Córrego Grande deu-se neste ponto denominado CG1, pois, a jusante, o relevo cai abruptamente impedindo o acesso.

A vegetação a montante de CG1 é formada principalmente por uma floresta nativa secundária de altura aproximada de 10 m. O plantio de Eucalyptus grandis cobre a encosta à direita do córrego, ocupando cerca de 15% da sub-bacia de drenagem da nascente. Em torno do acúmulo de água a vegetação é formada por ciperáceas e alguns indivíduos de Cecropia sp. Entre 11h e 14h há incidência direta de sol sobre a água. Nas horas iniciais da manhã e finais da tarde as encostas fazem com que não haja incidência direta de sol.

O leito do córrego é formado principalmente por silte e areia, refletindo a composição dos solos do entorno. Há alguns matacões e rochas menores próximas à margem da água.

2.5.2 Ponto de amostragem no trecho médio (CG2)

Após passar por CG1, a água percorre aproximadamente 2500 m em um trecho acidentado com declividade de até 50% (26.5°) e desníveis de 50 m em relação à estrada, até atingir uma cota de 315 m, já em área de menor declividade, onde a velocidade da água diminui e se inicia uma área alagada. O segundo ponto de coletas do Projeto Córrego Grande (CG2) se localizou a 20 metros de uma ponte existente no início da área alagada, ainda em um trecho com boa drenagem, velocidade mensurável e canal definido.

Uma seção reta do córrego neste ponto tem a forma triangular com 1.5 metro de largura e profundidade de 20 cm no centro. A largura do curso d'água em um trecho de 10 m rio acima varia de 70 cm a 1 metro e profundidade nunca superior a 30 cm. O leito é arenoso, com presença de matacões (20 cm a 1 metro de largura) aflorando da areia ou delimitando as margens

A vegetação ciliar no ponto CG2 é formada por árvores baixas e arbustos, que chegam a sombrear parcialmente o leito do córrego. A montante ela vai ganhando em altura à medida que se sobe na bacia, até atingir o porte de uma mata secundária de 10 a 15 metros de altura. Há maior participação dos plantios de Eucalyptus grandis na drenagem para CG2 do que para CG1. Existem cerca de 140 ha de plantios cobrindo a bacia de drenagem a montante. Isto representa 54% do plantio total da bacia e 34% da área que drena para CG2. As demais formações vegetais acima deste ponto somam cerca de 61% (260 ha) do total da área.

2.5.3 Ponto de amostragem no final da bacia (CG3).

Antes de atingir o último ponto de coletas do Projeto Córrego Grande (CG3), a água percorre 1300 m de área alagada, com largura média de 100 m. Entre a cota de CG2 (315 m) até a cota de CG3 (280 m), a declividade média é pequena (2%), com a água fluindo devagar entre a vegetação dominada por Typha sp. e Ciperáceas. Não há vegetação arbórea nativa entre a área alagada e os plantios de Eucalyptus grandis, os quais são separados pela estrada de acesso. Desse modo, há grande incidência de radiação solar durante todo o dia, especialmente entre 9h e 16h.

O ponto de amostragem GC3 foi locado tomando-se como referência o plano vertical do divisor topográfico da bacia e o centro da área alagada, onde a água flui mais livremente, devido à constrição no relevo. Portanto, 100% da drenagem da bacia estavam a montante de CG3.

A largura da área alagada neste ponto é de cerca de 20 metros, com a água fluindo muito devagar nas margens, aumentando de velocidade à medida que se caminha para o centro, como resultado da mudança da vegetação entre as margens dominadas por Typha sp. e o centro formado por Ciperáceas. A profundidade, no ponto de coletas é de cerca de 1 m, com o leito formado por argila muito fina, sem matacões ou rochas menores, não havendo um "final" bem definido para a coluna d'água.

2.6 Descrição dos pontos de amostragem do Projeto Rubro-Negra.

Na Figura 2.3 encontram-se assinalados a rede de drenagem, os pontos de coleta e os usos do solo na bacia do córrego Projeto Córrego Grande. Em fevereiro de 1998 o plantio de Eucalyptus grandis possuía cerca de 9.5 anos quando iniciou-se o corte do mesmo, que se estendeu até setembro de 1998.

2.6.1 Ponto de amostragem próximo à nascente (RN1).

A nascente do projeto Rubro-Negra localiza-se em uma cota aproximada de 760 m. É um filete de água cuja largura na estação chuvosa não chega a 30 cm. A água percorre cerca de 380 m, alcança a cota de 700 m e se encontra com a estrada de acesso aos talhões florestais. Do mesmo modo que na nascente do Projeto Córrego Grande (CG1), há um pequeno acúmulo da água antes da sua passagem sob a estrada. A amostragem deu-se neste ponto, denominado RN1.

Ao contrário de CG1, a sub-bacia de drenagem de RN1, com 15.6 ha, tem 12.6 ha (81%) cobertos por Eucalyptus grandis. Os restantes 19% (3 ha) são formados por uma faixa ciliar de largura entre 8 e 10 m com uma vegetação arbórea nativa de cerca de 10 m e um sub-bosque bem desenvolvido. O leito do córrego tem textura argilosa e cor escura, com poucas rochas. Há muito sombreamento e deposição de material alóctone.

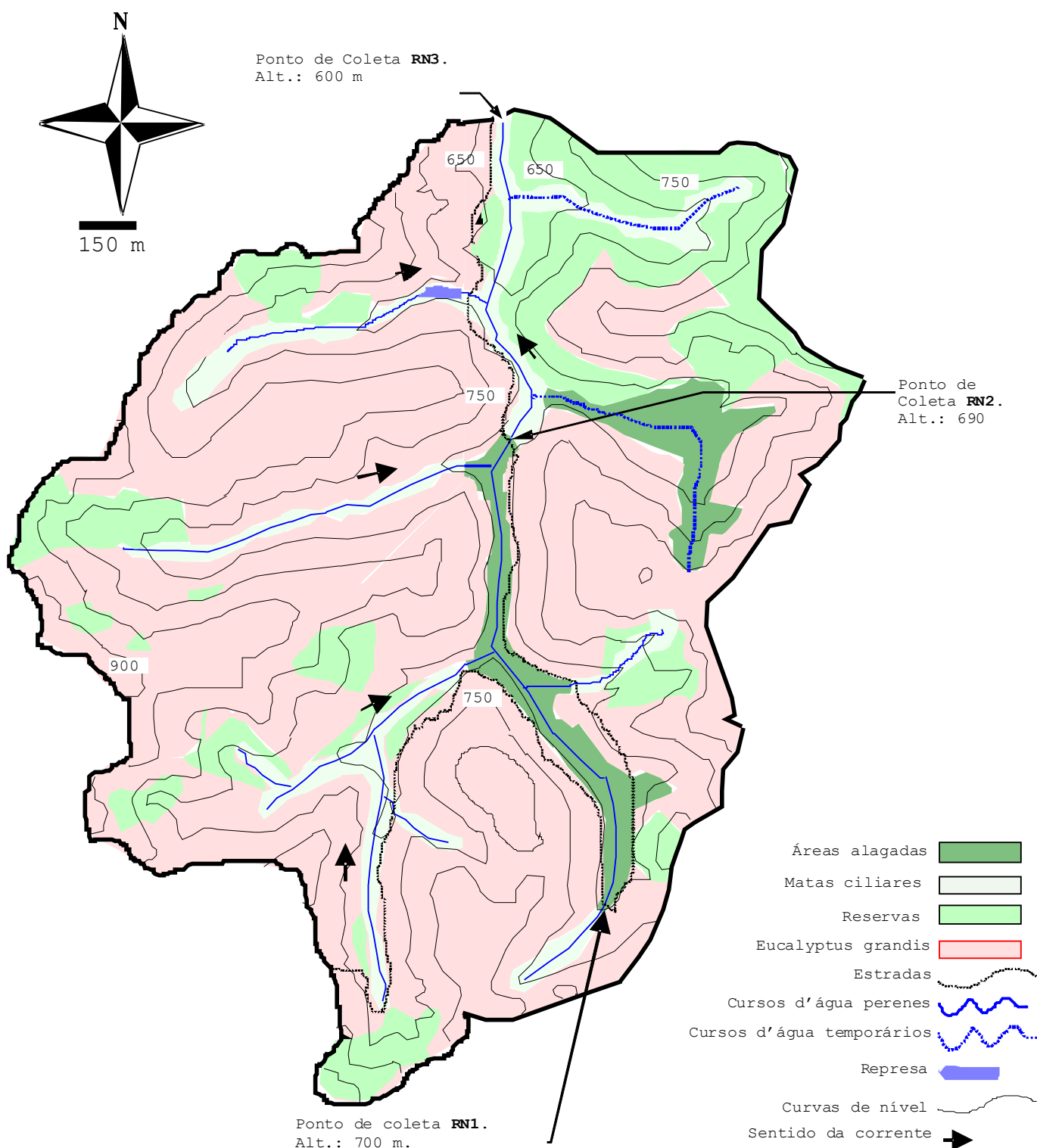



Figura 2.3 - Relevo, hidrografia, pontos de coleta de amostras e usos do solo na bacia do Projeto Rubro Negro. As curvas de nível são eqüidistantes em 50 m. Carta de usos dos solos preparada pelo autor a partir de observações de campo e cartas 1: 10 000 da CENIBRA S/A.

2.6.2 Ponto de amostragem no trecho médio (RN2).

Após deixar RN1, o curso d'água percorre uma extensão de 1800 m dentro de uma área alagada, com uma declividade média de 0.5%, até atingir a cota de 690 m. O relevo a partir desta cota cai abruptamente até a cota de 600 m. Um afloramento rochoso com largura de 6 a 8 metros e 20 metros de comprimento forma a linha de ruptura do relevo, delimitando a área alagada. Nesta linha de quebra de relevo foi estabelecido o segundo ponto de amostragem do Projeto Rubro-Negra (RN2).

O leito do córrego é a superfície da rocha exposta, com fragmentos de diversos tamanhos (cascalho) soltos pelo fundo. A lâmina d'água tem cerca de 2 m de largura máxima, afunilando-se ao final para cerca de 0,5 m e uma profundidade não superior a 15 cm, com velocidade elevada. A estrada de acesso aos talhões utiliza este afloramento como passagem. Para evitar interferências, as amostras eram recolhidas pouco antes da passagem. Há muito pouco sombreamento e a mata ciliar se inicia imediatamente após a ruptura do relevo.

Cerca de 62% da bacia de drenagem do Projeto Rubro-Negra (443 ha), estão localizados a montante deste ponto. Destes, 290 ha (65% da área a montante) são ocupados com Eucalyptus grandis. O curso d'água principal recebe dois afluentes antes de RN2.

2.6.3 Ponto de amostragem no final da bacia (RN3).

A partir de RN2, o córrego prossegue por 1100 m em um trecho acidentado, onde a mata ciliar possui entre 100 e 300 metros de largura, sendo, porém, irregular na altura do dossel e na cobertura do terreno. Há um afluente vindo da face esquerda da bacia, onde existe uma represa.

No plano do divisor topográfico da bacia, na cota de 600 m, foi estabelecido o último ponto de coletas do Projeto Rubro Negro (RN3), que drena 100% da bacia a montante. Aqui, o córrego tem 2 a 3 metros de

largura, com profundidade variando de 10 a 20 cm. O leito é coberto por cascalho, com alguns matacões aflorando da superfície. Num trecho de 10 m, a deposição de galhos grossos e material alóctone mais fino formou diversas pequenas represas naturais, de não mais de 20 cm de altura, dando um perfil de "escada" ao curso d'água. A cobertura ciliar torna o ambiente sombreado.

2.7 Descrição dos pontos de amostragem do Córrego Alto.

Na Figura 2.4 encontram-se assinalados a rede de drenagem, os pontos de coleta e os usos do solo na bacia do Córrego Alto.

2.7.1 Ponto de amostragem próximo à nascente (CA1).

Pouco abaixo da nascente do córrego alto (situada na cota de 650 m) foi construída uma pequena represa de terra para suprir as necessidades do rebanho bovino. Houve o alagamento da região onde o lençol se expõe para dar origem ao córrego. Como resultado, a nascente está transformada em um ambiente lêntico, de forma semicircular e aproximadamente 10 m de raio. A 150 m abaixo da represa foi estabelecido o primeiro ponto de coletas no Córrego Alto (CA1).

Cerca de 25% da bacia (82 ha) encontra-se a montante de CA1, com pastagens ocupando 100% da área. O córrego neste ponto possui menos de 50 cm de largura, profundidade entre 10 e 15 cm, leito arenoso e baixa velocidade da água. A inexistência da vegetação arbórea ciliar resulta em incidência direta de radiação solar.

2.7.2 Ponto de amostragem no trecho médio (CA2).

Há um desnível de 40 m entre o primeiro ponto de coletas (CA1) e um afloramento rochoso na cota de 550 m, o qual marca o início de uma queda d'água de 25 m. Pouco antes foi estabelecido o segundo ponto de coletas no Córrego Alto (CA2). Neste trecho o córrego flui rapidamente sobre rocha e areia, com 50 a 70 cm de largura e profundidade de 15 a 20 cm.

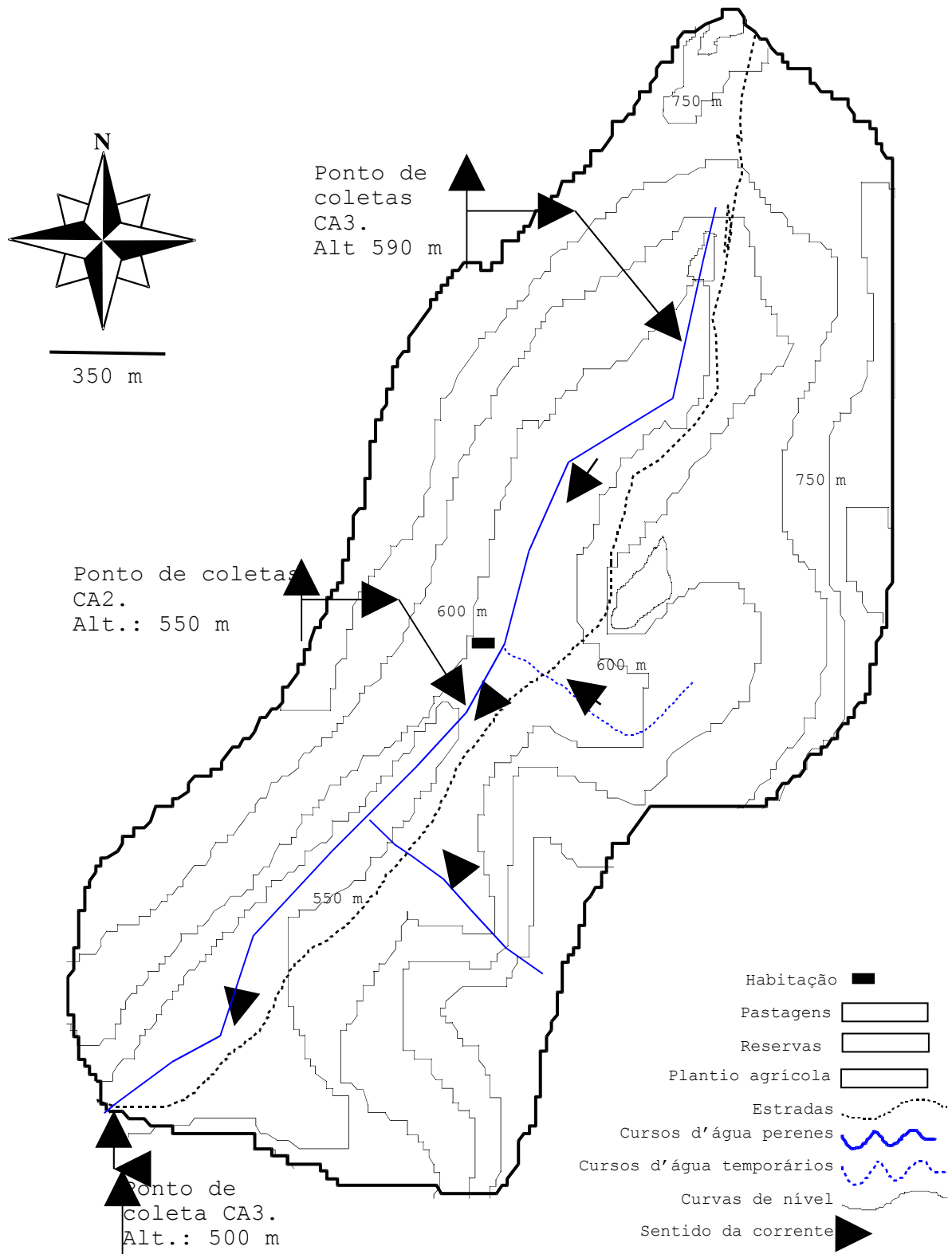



Figura 2.4 Relevo, hidrografia, pontos de coleta de amostras e usos do solo na bacia do Córrego Alto. As curvas de nível são eqüidistantes em 50 m. Carta de usos dos solos preparada pelo autor a partir de observações de campo e mapas 1: 100 000 do IBGE (Folha de Dom Cavati).

Dos 250 ha (75% da área bacia) localizados a montante de CA2, menos de 5 ha são utilizados para cultivo agrícola ao invés de pastagens. A partir deste ponto um fragmento de floresta nativa secundária margeia o córrego, subindo pela encosta até a cota de 650 m em uma extensão de 800 m. O dossel tem de 10 a 15 m, com muitos indivíduos de Cecropia sp formando o extrato superior.

2.7.3 Ponto de amostragem no final da bacia (CA3)

Depois que a água ultrapassa a linha de quebra do relevo - que marca o ponto CA2 - e desce abruptamente pela cachoeira, o relevo torna-se mais suave, com declive de 1.5% e o curso d'água segue por cerca de 1900 metros até atingir o final da bacia, onde foi estabelecido o último ponto de coletas do Córrego Alto (CA3).

Em aproximadamente 800 m do trecho entre CA2 e CA3, a margem direita do curso d'água é acompanhada pelo fragmento de floresta secundária. No restante, a vegetação é formada unicamente por pastagens degradadas. No ponto de coletas o sedimento é arenoso, com poucas rochas maiores que 10 cm presentes, estando a maioria distribuída ao longo das margens. Em uma extensão de 10 m a montante de CA3, o córrego tem entre 70 e 30 cm de largura e profundidade variando entre 5 e 15 cm. A incidência de luz solar é direta entre 9h e 16h.

Há um afluente que desce na vertente esquerda da bacia, correndo pela face de rocha do divisor topográfico. Mesmo nas nascentes deste afluente (que devem se localizar numa cota de mais de 700 m) a vegetação é formada de pastagens degradadas.

Marcas de incêndios provocados são visíveis no local, indicando que o fogo é um elemento comum para o manejo da vegetação, ou seja, das pastagens. Há sinais de erosão em sulcos em algumas encostas, enquanto outras mostram voçorocas. Não há evidências de moradores permanentes na bacia.

2.8 Descrição dos pontos de amostragem do Córrego São Mateus.

Na Figura 2.5 encontram-se assinalados a rede de drenagem, os pontos de coleta e os usos do solo na bacia do Córrego São Mateus.

2.8.1 Ponto de amostragem próximo à nascente (CS1).

A nascente do Córrego São Mateus - devido à forma em “Y”, a nascente foi definida como a extremidade do seguimento de maior comprimento - localiza-se entre as cotas de 750 e 700 m, está ocupada por um plantio agrícola. Cerca de 200 m abaixo da nascente, nos limites da área cultivada, foi estabelecido o primeiro ponto de coletas do Córrego São Mateus (CS1). A área de drenagem da sub-bacia da nascente é de 51 ha, os quais representam 16% da área total da bacia. O plantio agrícola ocupa entre 6 e 7 ha.

Neste ponto de cota igual a 690 m, o curso d’água se resume a um filete de 20 e 30 cm de largura e profundidade de 10 cm. O leito é arenoso, sem qualquer outro substrato. Não há vegetação ciliar de porte arbóreo ou arbustivo, sendo que a pastagem chega a ocupar uma parte do leito do córrego.

2.8.2 Ponto de amostragem no trecho médio (CS2).

Os dois córregos de 1ª ordem, que formam as nascentes do Córrego São Mateus, se juntam na cota de 615 m, formando o curso d’água principal. Menos de 1 metro abaixo desta confluência, foi estabelecido o segundo ponto de coletas no Córrego São Mateus (CS2).

O canal por onde corre a água, a partir deste ponto, foi retificado para facilitar o escoamento, o que resultou em uma seção retangular, de cerca de 1 metro de largura. A profundidade da lâmina d’água chega a 30 cm, com velocidade alta. Refletindo a composição dos solos e a alta velocidade da água que carreia as partículas mais finas, o leito é areno-siltoso, sem rochas. Não há vegetação ciliar de porte arbóreo

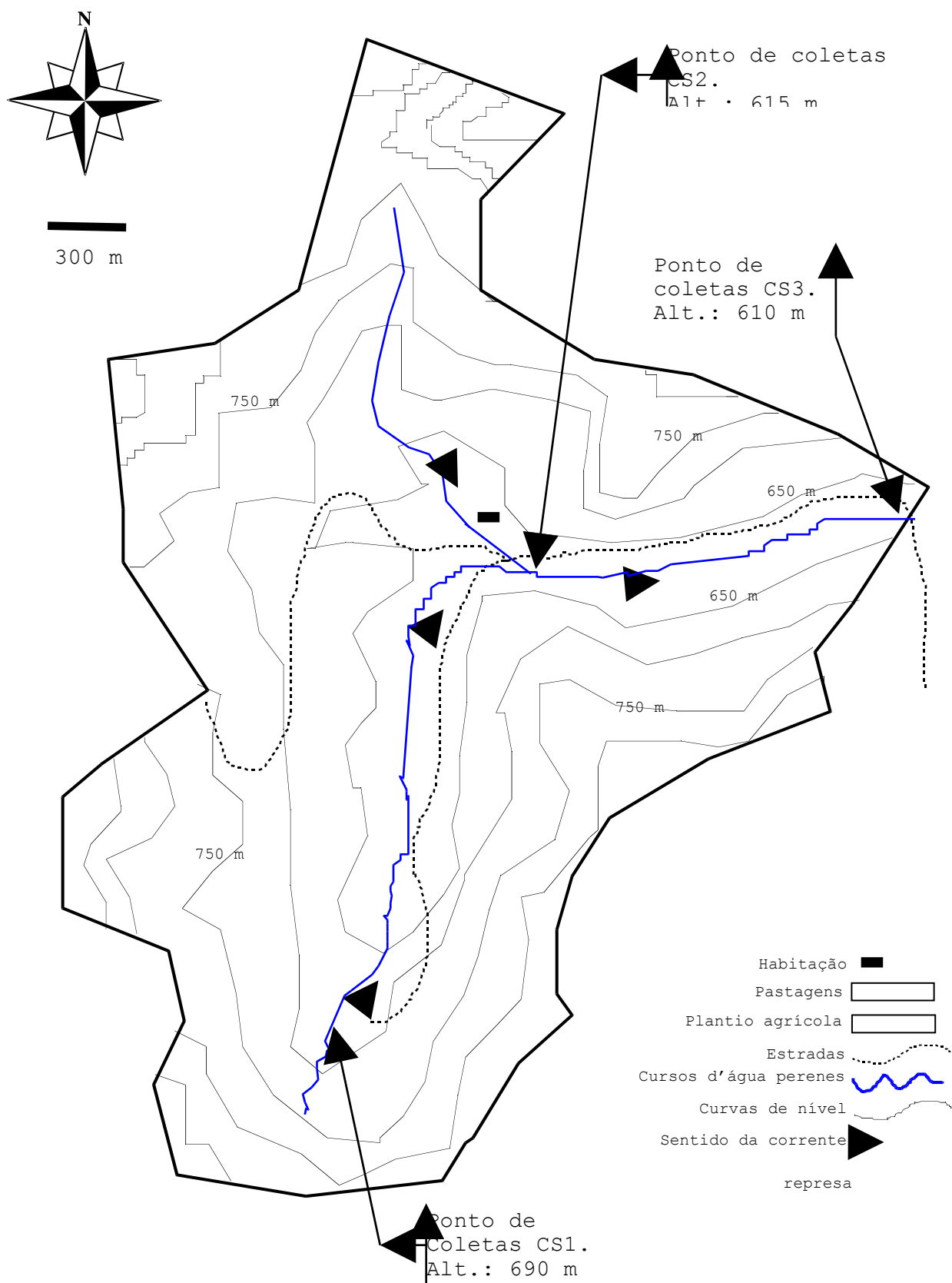



Figura 2.5 Figura 2.4 Relevo, hidrografia, pontos de coleta de amostras e usos do solo na bacia do Córrego Alto. As curvas de nível, são eqüidistantes em 50 m. Carta de usos dos solos preparada pelo autor a partir de observações de campo e mapas 1: 100 000 do IBGE (Folha de Dom Cavati).

Cerca de 66% (211 ha), da bacia do Córrego Alto encontra-se acima de CS2. Excetuando-se os 6 ha do plantio agrícola, os 205 ha restantes são utilizados para pasto, com sinais de uso de fogo para a renovação da pastagem. A densidade populacional humana é baixa (1.25 habitante / km^2), sendo a única habitação constituída casa de colonos localizada a montante de CS2, que conta 4 moradores.

2.8.3 Ponto de amostragem no final da bacia (CA3).

Com a retificação do canal, os 1300 m entre CS2 e a saída da bacia formam um traçado reto e de elevada velocidade da água, margeados por pastagens. Na cota mais baixa da bacia de drenagem (610 m), uma estrada delimita o divisor topográfico. O curso d'água deixa a bacia neste ponto, passando sob a estrada através de uma manilha de concreto com 1 m de diâmetro. Antes de a água entrar na manilha foi estabelecido o último ponto de coletas do Córrego São Mateus (CS3), o qual drena 100% da área a montante.

O curso d'água tem 70 cm de largura, 15 a 20 cm de profundidade e a alta velocidade. O sedimento é uma mistura de areia e silte, sem rochas de qualquer tamanho. Não há vegetação ciliar arbórea, com a pastagem cobrindo as margens.

Da Figura 2.6 até a Figura 2.10 são mostrados aspectos dos usos do solo e do relevo das bacias de drenagem dos córregos estudados.

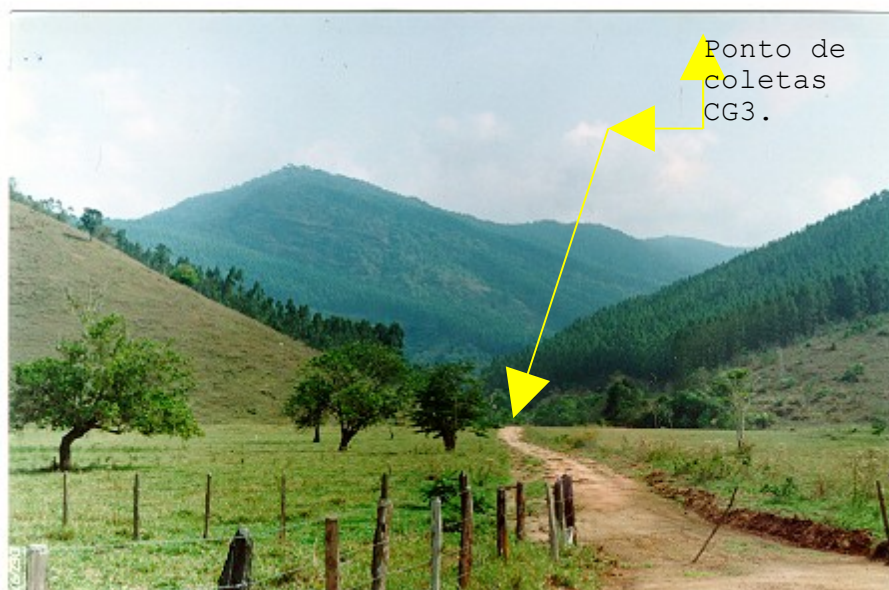



Figura 2.6 Aspecto da saída da bacia do Projeto Córrego Grande. O ponto de coletas CG3 localiza-se no limite do plantio de Eucalyptus grandis.

Figura 2.7 Aspecto do final da bacia do Córrego Alto, cuja bacia é utilizada para pastagens e agricultura. O ponto de coletas CA3 é indicado pela seta.

Figura 2.8 Vista do plantio de Eucalyptus grandis na Bacia do Projeto Rubro-Negra, antes do início da exploração de madeira.

2.9 Aspecto da exploração florestal na bacia do Projeto Rubro-Negra próximo à nascente (RN1), em abril de 1998.

Figura 2.10. Deposição de restos da exploração florestal, próximo do ponto de coletas RN3, na saída da bacia do Projeto Rubro-Negra.

Figura 2.11 Aspecto da nascente do Córrego Alto.

3. Material e Métodos.

3.1 Amostragem.

3.1.1 Critérios de seleção das unidades experimentais.

A abordagem básica utilizada no planejamento da amostragem foi combinar as duas formas mais usadas em trabalhos de avaliação do efeito de silvicultura sobre a qualidade de rios de menor ordem: a) amostragem em pares de bacias de drenagem com os mesmos usos dos solos (tratamentos), sendo que estas bacias de drenagem, são as unidades experimentais e b) amostragem ao longo do gradiente longitudinal nascente - trecho médio - foz do curso d’água (Macdonald *et alli.*, 1991).

Com relação aos pares de bacias hidrográficas ou unidades experimentais, os critérios utilizados em sua seleção foram os seguintes:

i) O acesso aos locais de coletas deveria ser garantido pelo menos em um ponto da bacia, durante todo o ano;
ii) O curso d’água principal deveria ser de, no máximo quarta ordem;
iii) Cada bacia de drenagem deveria ter apenas um tipo de uso do solo, no presente caso, plantios de _Eucalyptus grandis_ ou agropecuária;
iv) A distância entre as bacias de drenagem não poderia ser elevada a ponto de haver diferenças significativas no clima, relevo e/ou solos;
v) Nas bacias de atividade agropecuárias não poderia haver aglomerados humanos, para não haver esgotos afetando a química da água;
vi) A distância entre os locais de coletas e o laboratório, deveria permitir o retorno das amostras a este no mesmo dia das coletas
vii) Os plantios de _Eucalyptus grandis_, deveriam ter idade semelhante e mesmo trato cultural;
viii) As áreas e formas e exposições das bacias de drenagem deveriam ser iguais;

Os critérios de i) até vii) foram considerados eliminatórios. Para o último, desde que bacias idênticas são de existência improvável, procurou-se o a maior semelhança possível entre as variáveis de bacias com o mesmo uso do solo.

Para tal, realizou-se um estudo de mapas em escala 1:10000 de todas as áreas de plantio de Eucalyptus grandis da CENIBRA S/A e de mapas em escala 1:100000, da região do médio rio Doce procurando delimitar as unidades experimentais que preenchessem os critérios estipulados. Cerca de dois meses de trabalho de reconhecimento em campo foram necessários para complementar a seleção.

Dificilmente, a locação da rede de amostragem, no gradiente longitudinal entre nascente e foz, se dá de forma aleatória (MacDonald, *et alli.*, op. cit.). Os pontos de coleta foram estabelecidos de acordo com critérios práticos, tais como acesso e/ou presença de estruturas, tais como pontes, que facilitavam a amostragem ou elementos da paisagem (e.g. cachoeiras e áreas alagadas) que poderiam ter influência sobre a qualidade da água.

Além dos princípios e dos critérios já mencionados, o custo da amostragem e da análise das amostras foi outro critério observado na definição da quantidade e na seleção das unidades experimentais pesquisadas.

Desse modo, as quatro bacias escolhidas, bem como os doze pontos de coletas selecionados (3 por bacia), representaram o equilíbrio encontrado entre as necessidades teóricas e a disponibilidade de recursos para a realização da pesquisa.

3.1.2 Distribuição temporal e espacial da amostragem

As amostragens se deram entre maio de 1997 e agosto de 1998, conforme a Figura 3.1.

1997								1998						
M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A

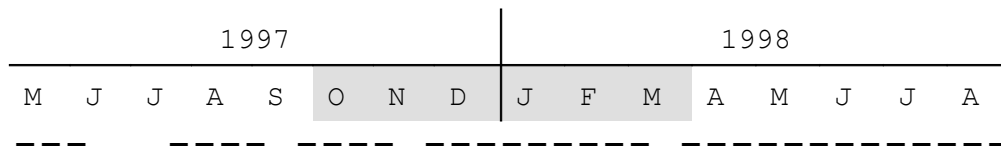



Figura 3.1 - Meses de amostragens. As interrupções na linha tracejada correspondem aos meses em que não houve coletas. Os meses sombreados correspondem ao período de chuvas.

Amostrou-se sempre durante o dia, tipicamente no período da manhã entre 8:00 e 12:00 horas, exceto quando se amostrava também o perifíton, o que fazia a coleta se estender até o final da tarde.

No total, foram realizadas 87 coletas, sendo 54 delas nas bacias drenando plantios de <u>Eucalyptus</u> <u>grandis</u> e 33 nas bacias agrícolas (Tabela 3.1). A distribuição desigual da amostragem se deu pela melhor conservação das estradas nas bacias dos córregos florestais, o que permitia acesso a todos os pontos, enquanto as amostragens nas bacias agrícolas concentraram-se em seus pontos finais.

Até outubro de 1997, todos os pontos puderam ser visitados. Em dezembro de 1997, mesmo as bacias florestais tornaram-se de difícil acesso, sendo que apenas três coletas foram realizadas neste mês. Os pontos correspondentes às nascentes dos córregos agrícolas e ao ponto médio da bacia do Córrego Alto tornaram-se impossíveis de amostrar devido à destruição das estradas de acesso pelas chuvas, assim permanecendo até o final dos trabalhos de coletas.

A partir de janeiro de 1998, com o início da exploração florestal na bacia do Projeto Rubro-Negra, a situação de acesso aos córregos estudados melhorou, não ficando, porém, igual àquela encontrada quando do início da pesquisa.

TABELA 3.1 - Datas e totais das coletas realizadas. As colunas sombreadas correspondem ao período chuvoso. Na última coluna da direita, estão os totais de coletas realizadas para cada ponto de amostragem. As coletas dentro da área marcada com a linha dupla indicam o período de abertura de estradas e corte das árvores, no Projeto Rubro-Negra. Coletas de sedimentos estão assinaladas por "*". Coletas onde também se amostrou o perifíton estão assinaladas por parênteses. Pontos visitados que se apresentavam com vazão nula, são marcados com a palavra "secos". Pontos de coletas, que se tornaram inacessíveis, estão marcados com a letra "i".

	05/05 /97	11/08 /97	30/10 /97	15/12 /97	21/01 /98	12/02 /98	23/02 /98	07/04 /98	22/04 /98	06/05 /98	18/05 /98	20/05 /98	09/06 /98	12/06 /98	15/06 /98	23/06 /98	26/08 /98	Σ
CG1	*	(X)	X	i	X	i	i	(X)						X		(X)	(X)	7
CG2	*	(X)	(X)	i	(X)	i	i	(X)			X	X	(X)		(X)	(X)	(X)	10
CG3	(X)*	(X)	X	i	X		(X)	(X)	X				(X)				(X)	9
RN1	*	(X)	X	i	X	X		(X)	X				(X)				seco	7
RN2	*	(X)	(X)	i	(X)	X		(X)	X	X				(X)			(X)	9
RN3	(X)*	(X)	X		X	X	(X)	(X)	X		X		X				(X)	12
TOTAL DE COLETAS REALIZADAS NAS BACIAS PLANTADAS COM *Eucalyptus grandis*:																		54
CA1	*	(X)	X	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	2
CA2	*	(X)	X	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	2
CA3	(X)*	(X)	(X)	i	(X)	X	(X)	(X)	X		X	X			(X)		(X)	12
CS1	*	(X)	seco	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	1
CS2	*	i	X	X	X	X		(X)										5
CS3	(X)*	(X)	(X)	(X)	(X)	X	(X)	(X)	X						(X)		(X)	11
TOTAL DE COLETAS REALIZADAS NAS BACIAS UTILIZADAS PARA AGRICULTURA:																		33
TOTAL DE COLETAS REALIZADAS:																		87

3.2 Coleta de dados físicos e químicos e amostras da coluna d'água.

Amostrou-se as variáveis selecionadas da coluna d'água (Tabela 3.2) na estação seca (maio e agosto de 1997), estação das chuvas (outubro e dezembro de 1997; janeiro e fevereiro de 1998) e novamente na estação seca (abril, maio, junho e agosto de 1998).

Tabela 3.2 - Variáveis físico-químicas coletas em cada ponto de amostragem.

Variáveis	Unidades
Temperatura	°C
Oxigênio dissolvido	mg O_2 l^{-1} e % de saturação (% sat.)
pH	
Condutividade elétrica	µS cm^{-1}
Potencial redox	mV
Velocidade	m s^{-1}
Vazão	m^3 s^{-1}
Alcalinidade total	mmol. CO_2 l^{-1}
Concentração de NH_4^+	µg l^{-1}
Concentração de NO_3^-	µg l^{-1}
Concentração de NO_2^-	µg l^{-1}
Concentração de nitrogênio total (NT)	µg l^{-1}
Concentração de fósforo total (FT)	µg l^{-1}
Concentração de PO_4^{3-}	µg l^{-1}
Concentração de Ca^{2+} total	mg l^{-1}
Concentração de Mg^{2+} total	mg l^{-1}
Concentração de K^+ total	mg l^{-1}
Concentração de Fe^{3+} total	mg l^{-1}
Concentração de cu^{2+} total	mg l^{-1}
Concentração de Mn^{2+} total	mg l^{-1}
Concentração de Na^+ total	mg l^{-1}
Concentração de Zn^+ total	mg l^{-1}
Concentração de Sólidos totais suspensos (STS)	mg l^{-1}

3.2.1 Variáveis medidas in situ.

3.2.1.1 Variáveis físico-químicas.

As medidas dos valores de temperatura da água, teor de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e potencial redox deram-se por meio de uma multisonda HYDROLAB®, com agitador, ligada a um armazenador digital contínuo de dados. O equipamento foi colocado longitudinalmente ao sentido da corrente e deixado por cerca de 20 minutos para

estabilização, após o que os valores de cada variável foram então lidos e anotados em fichas de campo.

3.2.1.2 Velocidade e vazão.

A velocidade da água foi medida com um molinete mecânico, que fornecia o número de rotações por minuto de uma hélice composta de três pás de aço e 25 mm de raio. O número de rotações, ou velocidade angular, era convertido em velocidade linear, por meio das seguintes fórmulas:

$V\ (m\ s^{-1}) = \varpi\ r$

Onde:

$V\ (m\ s^{-1})$ = velocidade da corrente, em metros por segundo;

ϖ = velocidade angular, em π radianos;

r = raio da hélice do molinete, em metros

Porém, como $\omega = 2\pi f$, sendo $f = \frac{rpm}{60\ segundos}$ (a freqüência ou número de rotações por minuto - rpm, dividido por 60 segundos, para se ter o número de rotações por segundo), então $V\ (m\ s^{-1}) = 2\ \pi \frac{rpm}{60\ s} r$.

Os valores de π e r são constantes e foram multiplicados por valores por 2 e divididos por 60, obtendo-se 0.0025

Desse modo, multiplicava-se o número de rotações por minuto, dado pelo molinete, por 0.0025, o que fornecia a velocidade da corrente, naquele ponto, em metros por segundo.

Para estimativa da velocidade média foi utilizado o método do molinete (Lima, 1986). Mediu-se a profundidade da lâmina d'água a ¼, ½ e ¾ da largura de uma seção reta, obtendo-se três subseções. O molinete foi mergulhado a 60% em cada profundidade medida e leu-se o número de rotações obtidas em 1 minuto. O procedimento foi repetido três vezes, para se obter as velocidades médias Vm_1, Vm_2 e Vm_4. Cada velocidade foi multiplicada pela área (m^2) da subseção para se obter a vazão em $m^3\ s^{-1}$.

O somatório das vazões das subseções forneceu a vazão total (Figura 3.2).

$$(L1 \times P1)/2 \times Vm_1 = Q_1$$
$$L2 + L3 \times P2 \times Vm_2 = Q_2$$
$$(L4 \times P3)/2 \times Vm_3 = Q_3$$
$$\text{Vazão} = \sum Q$$

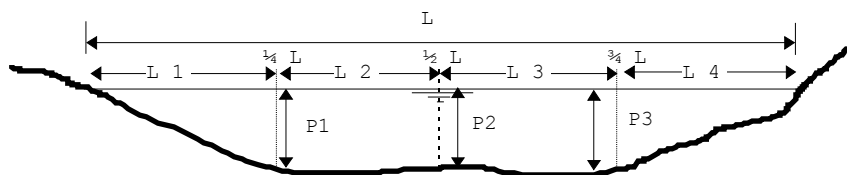



Figura 3.2. Representação esquemática do processo de obtenção da estimativa da vazão em cada ponto de amostragem. As seções próximas das margens possuem forma triangular, portanto, sua área é obtida pela divisão do produto da base x altura por 2.

3.2.2 Coleta e tratamento das amostras para análise química.

Para as amostragens da água dos córregos foram usadas garrafas de polietileno com volume variando entre 1.0 e 2.0 litros. Antes de cada coleta, as garrafas foram lavadas três vezes em água de torneira, depois em água destilada, e submersas H_2SO_4 10% por vinte e quatro horas. Após este período foram lavadas com água destilada. Após a última lavagem, verificava-se a condição de cada garrafa enchendo-a com água desmineralizada - cuja condutividade elétrica estava originalmente em torno 1.2 $\mu S\ cm^{-1}$ - e medindo-se novamente o valor da condutividade elétrica. Caso o valor observado fosse menor ou igual a 2.0 $\mu S\ cm^{-1}$, a garrafa era considerada utilizável para amostragem. Caso contrário, procedia-se nova lavagem até que o valor de condutividade estivesse dentro do intervalo aceitável ($\leq$ 2.0 $\mu S\ cm^{-1}$).

Duas amostras foram retiradas em cada ponto amostrado aproximadamente no meio de uma seção reta às margens e na sub-superfície. Utilizava-se uma das amostras para determinação das concentrações de nutrientes dissolvidos (NH_4^+, NO_3^-, NO_2^- e PO_4^{3-}), enquanto a outra foi utilizada para a determinação das concentrações

das formas totais de N, P, Ca, Mg, K, Na, Fe, Cu, Zn e Mn, além dos sólidos totais em suspensão (STS). A alcalinidade total era determinada *in situ* (seção 3.3.1).

Transportavam-se as amostras em caixas de material refratário ao calor até o laboratório, onde cada amostra foi passada por pré-filtro Millipore AP-20 de 0.45 µm de porosidade, através de filtração à vácuo.

Analisavam-se imediatamente as amostras para os nutrientes dissolvidos, ou então os filtrados eram guardados em refrigerador (± 4 °C) por 24 horas, para posterior análise. Para os nutrientes totais, as amostras foram acidificadas e analisadas dentro de no máximo, uma semana. A análise de STS dava-se imediatamente em sub-amostras sem acidificação.

3.3 Análises químicas das águas.

3.3.1 Determinação da alcalinidade total.

Para a determinação da alcalinidade total, utilizou-se a metodologia descrita em Goltermam & Climo, (1978) modificada. Duas amostras de águas, em cada ponto, com volume conhecido (70 a 100 ml), foram tituladas *in situ* com HCl de normalidade 0.050 ou 0.029 N, através de uma micro pipeta automática, marca BRANDT, com 1.0 ml de volume, com precisão de 0.01 ml. O volume de ácido, gasto para fazer o pH da amostra cair até o valor 4.35 foi anotado para cada amostra. A variação de pH foi medida com um pHâmetro portátil marca ORION, equipado com sonda de baixa manutenção e corpo em epoxi.

Calculava-se o valor da alcalinidade total em milimoles por litro de CO_2, através da seguinte fórmula:

$$AT\ (mmol\ l^{-1}) = \frac{N\ 1000\ Vac}{Vam}$$

Onde:

AT (mmol. l^{-1}): Alcalinidade Total da amostra, em milimoles por litro;

N: normalidade do HCl, sendo que 1N de HCl = 1 mol de HCl l^{-1};

1000: fator para transformação da normalidade do HCl em mmol. CO2 l^{-1};

Vac: volume de ácido gasto na titulação, em ml;

Vam: volume da amostra, em ml;

3.3.2 Nutrientes dissolvidos (NO_2^-, NO_3^-, NH_4^- e PO_4^-).

Em todas as determinações das concentrações dos nutrientes dissolvidos, usou-se um espectrofotômetro MICRONAL, de feixe único e uma cubeta de quartzo, com 50 mm de passo ótico, para permitir a determinação de concentrações muito baixas dos nutrientes sob análise. Toda a vidraria utilizada nas determinações foi primeiramente imersa em uma solução de H_2SO_4 10% por 24 horas; em seguida, lavada com água destilada e desmineralizada. Verificava-se a efetividade da lavagem, pela medição da condutividade elétrica de cada frasco quando cheio de água desmineralizada a qual não podia ultrapassar 2.0 µS cm^{-1}.

3.3.2.1 Nitrito (NO_2^-).

Seguiu-se a metodologia descrita por Strickland & Parsons (1967). O NO_2^- em solução ácida, foi transformado em ácido nitroso, o qual reagiu com sulfanialmida, formado um sal diazônio, que finalmente reagiu com N-1-naftiletileno diamina dicloreto resultando em solução avermelhada, determinada espectofotometricamente a 543 nm.

3.3.2.2 Nitrato (NO_3^-).

Todo o nitrato presente na amostra foi reduzido a nitrito por cádmio esponjoso e determinado como anteriormente descrito para o NO_2^- (Mackereth *et alli.*, 1978).

3.3.2.3 Íon amônio (NH_4^+).

Este método baseia-se na reação do Íon amônio com o fenol e hipoclorito, em meio alcalino, formando indofenol de cor azul. Lia-se a absorbância a 635 nm (Koroleff, 1976).

3.3.2.4 PO_4^{3-}, orto-fosfato ou Fósforo Reativo Filtrável (FRF).

O método utilizado é baseado na metodologia descrita por Eisenrich (1975). O princípio é o da reação do PO_4^{3-} com molibdato formando ácido molibdofosfórico, que reduzido forma complexo de cor azul. A absorbância é lida a 882 nm. Prepararam-se as seguintes soluções-estoque:

- Solução H_2SO_4 - Antimônio :53.3 ml de H_2SO_4 + 0.784 g de $K(SbO).C_4H_4O_6.½$, diluídos em 1.0 litro de água desmineralizada;
- Solução de molibdato : Diluiu-se 10.839 g de $Na_2MoO_4.2H_2O$ em 1.0 litro de água desmineralizada.
- Solução de H_2SO_4 1.8 M : Diluiu-se 100 ml de H_2SO_4 concentrado em 1.0 litro de água desmineralizada.

As soluções foram guardadas em vidros âmbar, mantidas no refrigerador e renovadas a cada dois meses. Em seguida preparou-se o Reagente misto I. Este reagente, não pode ser armazenado, sendo sempre preparado pouco antes de cada analise.

- Reagente misto I (Apenas para FRF): 25 ml da solução H_2SO_4 - Antimônio, mais 25 ml da solução de molibdato, mais 10 ml do H_2SO_4 1.8 Molar acrescidas de 0.2 gramas de ácido ascórbico e elevadas para 100 ml com água desmineralizada.

A 25 ml da amostra filtrada, foram adicionados 5 ml do REAGENTE MISTO I. Guardava-se um intervalo de 15 minutos e lia-se a absorbância a 882 nm. O limite de detecção deste método é de 1.0 µg PO_4^{3-}-P l^{-1}.

3.3.3 Nutrientes Totais (N, P, Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+}, Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu^{+2}, Mn $^{+2}$).

Antes das análises de N e P Totais, as amostras era trazida ao pH original, pela adição de NaOH.

A concentração de metais totais (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+}, Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu $^{+2}$, Mn^{+2}) é definida como a concentração do metal determinada em uma porção não filtrada da amostra após digestão da mesma; pode também ser definida como a soma das concentrações do metal nas formas dissolvida e em suspensão (CETESB, 1978).

3.3.3.1 Fósforo Total (P total).

Para esta determinação, não se filtrou a amostra. O princípio é o mesmo descrito para o FRF, porém, digere-se a amostra preliminarmente. Para tal, preparou-se a seguinte solução (Eisenrich, 1975):

- Ácido de Digestão: diluiu-se 6.0 g de $K_2S_2O_8$ (persulfato de potássio), em 100 ml de H_2SO_4 1.8 M;

A 25 ml de amostra não-filtrada, branco e padrões, adicionava-se 5.0 ml do ácido de digestão cobria-se o frasco com papel alumínio e autoclavava-se (127 °C, 1.5 atm) por 30 minutos. Após o esfriamento da amostra, preparava-se o Reagente misto II, que não pode ser armazenado.

- Reagente misto II (apenas para P total): 25 ml da solução H_2SO_4 - Antimônio, mais 25 ml da solução de molibdato utilizadas para o FRF, acrescidas de 0.2 gramas de ácido ascórbico e elevadas para 100 ml com água desmineralizada.

Retirava-se a cobertura de alumínio da amostra, branco e padrões, e adicionava-se 5.0 ml do Reagente misto II. Aguardava-se 15 minutos e lia-se a absorbância a 882 nm.

3.3.3.2 Nitrogênio Total.

Oxidavam-se a nitrato todos os compostos nitrogenados da amostra, pelo aquecimento (127 °C) da mesma em solução alcalina de persulfato e sob pressão de 1.5 atm por 30 minutos. Procedia-se então como descrito para o nitrato (MacKereth *et alli.*, 1978).

3.3.3.3 Determinação das concentrações de metais totais.

A metodologia seguida na preparação das amostras para análise por Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA) e Fotometria de Chama (EC), foi a proposta pela American Public Health Organization - APHA (1995), modificada.

Na coleta, as amostras foram acidificadas até $pH<2$ para minimizar a adsorsão de íons metálicos nas paredes do frasco de coleta, sendo o pH medido em uma porção separada, que se descartava.

Toda a vidraria empregada nas análises por EAA e EC foi lavada com mistura sulfocrômica enxaguada com água destilada, em seguida com solução de ácido nítrico PA 1:1 e posteriormente com água desmineralizada.

Para as análises de EAA, 250 ml da amostra foram transferidos para um béquer de 400 ml e adicionados 5 ml de HNO_3 PA concentrado. A amostra foi então evaporada em chapa de aquecimento, sem ferver, até quase completa secagem. Permitia-se que esfriasse e em seguida, adicionava-se mais 5 ml de HNO_3 PA concentrado, cobria-se o béquer com vidro de relógio e aumentava-se a temperatura da chapa de modo a se manter um pequeno refluxo. O processo era repetido com a adição de ácido nítrico até a completa digestão, indicada pela presença de um resíduo límpido. Adicionava-se mais 2 ml de HNO_3 PA concentrado para dissolver o resíduo; lavavam-se as paredes do béquer e completava-se o volume até 50 ml em balão volumétrico, com água desmineralizada.

Para as análises de EC, o procedimento no preparo das amostras é o mesmo, apenas substituindo-se o HNO_3 PA concentrado, por HF ou $HClO_4$.

Leva-se a amostra ao espectrofotômetro de absorção atômica no caso de Ca^{+2}, Mg^{+2}, Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu^{+2} e $Mn^{+}2$ ou espectrofotômetro de chama no caso do K^{+} e Na^{+}. Calibrava-se o aparelho de acordo com a curva padrão de cada elemento e lia-se a amostra.

A sensibilidade da análise por EC é de 5.0 para o Na^{+} e de 10.0 µg l^{-1} para o K^{+}. As sensibilidades dos métodos por EAA para os elementos analisados são de 50.0 µg l^{-1} para o Ca^{+2}; 10.0 µg l^{-1} para o Mg^{+2}; 10.0 µg l^{-1} para o Fe^{+3}; 10.0 µg l^{-1} para o Zn^{+2}; 20.0 µg l^{-1} para o Cu^{+2} e 50.0 µg l^{-1} para o $Mn^{+}2$.

3.4 Sedimentos.

As amostragens de sedimentos realizaram-se apenas no início do período de coletas, para se caracterizar a química do sedimento das bacias. Na Tabela 3.3 encontram-se as variáveis medidas

Tabela 3.3 Variáveis medidas nos sedimentos dos córregos pesquisados.

Variáveis	Unidades
pH em água	
Teor de matéria orgânica	% peso seco
Concentração de fósforo disponível	µg g^{-1}
Concentração de K^{+} total	µg g^{-1}
Concentração de Na^{+} total	µg g^{-1}
Concentração de Fe^{3+} total	µg g^{-1}
Concentração de Cu^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Mn^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Zn^{+} total	µg g^{-1}
Concentração de Ca^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Mg^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Al^{3+}	µg g^{-1}

As amostras foram retiradas em cada ponto com auxílio de uma pá, colocadas em sacos plásticos e retornadas ao laboratório para análise seguindo-se as metodologias descritas em EMBRAPA (1979) e Raij (1987).

As amostras foram secas em estufa de circulação, a 60 °C até peso constante.

O pH em água foi determinado pela adição de 25 ml de H_2O destilada a 10 g da amostra de sedimento. Após agitação da amostra por 2 minutos em frasco plástico contendo uma esfera de vidro para maceração, deixava-se em repouso por 1 hora. Em seguida lia-se o pH.

Para determinação do teor de matéria orgânica, 1 g da amostra de sedimento foi oxidada com dicromato de potássio e ácido sulfúrico concentrado. À solução foram adicionado ácido orto-fosfórico e solução indicadora de difenilamina. Em seguida titulou-se com sulfato ferroso amoniacal.

O fósforo "disponível" foi determinado pela adição de 50 ml do extrator Mehlich (solução de H_2SO_4 0.025N e HCl 0.05N) a 5g do sedimento, seguida da adição de molibdato de amônio diluído e solução de ácido ascórbico, como redutor. A absorbância da amostra foi lida a 660 nm em espectrofotômetro.

Para a determinação das concentrações totais de K^+ e Na^+, 20 ml de um extrato obtido pela adição de 50.0 ml do extrator Melhich (solução de H_2SO_4 0.025N e HCl 0.05N) a 5.0 g do sedimento foram colocados em um tubo de ensaio de 30 ml e lidos através de fotometria de chama. A partir de curvas padrão previamente preparadas, calculou-se as concentrações de K^+ e Na^+.

Para a determinação das concentrações de Ca^{+2}, Mg^{+2}, Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu^{+2} e Mn^{+2}, foi utilizada a espectrofotometria de absorção atômica, com as amostras de sedimento previamente preparadas por extração com extrator Mehlich.

O Al^{3+} foi determinado pela titulação de 20 ml de extrato (10 cm^3 de sedimento em 100 ml de HCl 1N) com NaOH 0.025 N, usando-se azul de bromotimol como indicador.

3.5 Balanço hídrico.

A partir de dados climatológicos coletados pela área técnica da CENIBRA em um posto meteorológico localizado a 20 km das bacias de drenagem, foi realizado o balanço hídrico dos solos das bacias dos córregos a partir da metodologia descrita em Tubelis & Nascimento (1980).

3.6 Componentes macroscópicos do perifíton.

Neste trabalho o termo "perifíton" é usado para designar a comunidade autotrófica existente no curso d'água e aderida a algum substrato, apesar de outros autores considerarem também a comunidade heterotrófica, principalmente bactérias e fungos, como componentes do perifíton. (Wetzel, 1983; Allan, 1995).

Amostraram-se componentes macroscópicos do perifíton: macroalgas (espécies com um talo maduro e visível a olho nu) e briófitas. Para Sládeckova (1962), citada em Esteves (1988), macroalgas e briófitas aderidas à rochas são classificadas como epilíticas. Estas foram as mais amostradas, apesar de ter havido coletas de macroalgas da superfície do sedimento (epipelon).

3.6.1 Coleta das amostras.

Os procedimentos para coleta de amostras de componentes macroscópicos do perifíton foram baseados em Kelly & Whitton (1994). Delimitou-se um trecho de 10 m de comprimento a montante e a jusante, exceto para o ponto médio do Projeto Rubro-Negra, limitado a montante pelo brejo, e para a nascente do Projeto Córrego Grande, onde se amostrou na margem do acúmulo de água - da seção reta que definia o ponto de coleta. Duas ou três amostras escolhidas de forma aleatória em cada trecho foram removidas de seu substrato por meio de pinças de aço inoxidável e lavadas cuidadosamente na água do córrego, para limpeza de detritos e areia. Colocadas em sacos plásticos de 1 litro de

capacidade, cheios em ¼ com água do local e acondicionadas em caixas de material refratário ao calor, as amostras retornavam ao laboratório onde foram lavadas copiosamente com água destilada e removidos os detritos restantes, com uma pinça. Uma alíquota foi separada para as análises químicas (Tabela 3.3), enquanto outra foi preservada para exame ao microscópio.

A preservação das amostras foi feita com FAA (10 ml de formaldeído 40%, 5 ml de ácido acético glacial, 50 ml de etanol 95% e 35 ml de água) que ajuda a manter estruturas delicadas, ou com uma solução de formaldeído 2% adicionada de nitrato de cobre na concentração de 1 g l^{-1}, recomendada para clorofíceas (John & Whitton, 1994).

Tabela 3.3. Variáveis analisadas em amostras de perfíton.

Variáveis	Unidades
Concentração de fósforo total	% do peso seco (%ps)
Concentração de nitrogênio total	% do peso seco (%ps)
Concentração de Ca^{2+} total	% do peso seco (%ps)
Concentração de Mg^{2+} total	% do peso seco (%ps)
Concentração de K^{+} total	% do peso seco (%ps)
Concentração de Fe^{3+} total	µg g^{-1}
Concentração de cu^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Mn^{2+} total	µg g^{-1}
Concentração de Na^{+} total	% do peso seco (%ps)
Concentração de Zn^{+} total	µg g^{-1}
Porcentagem de cobertura	%
Concentração de clorofila *a* e feopigmentos	µg g^{-1}
Comprimento de pêlos algais	µm

3.6.2 Secagem.

Imediatamente após a chegada ao laboratório tinha lugar a secagem da amostra a 105 °C, até peso constante (normalmente 24h). Para briófitas, o tempo requerido foi de 48h (Whitton *et alli.*, 1991). A temperatura acima foi utilizada para todos os elementos analisados exceto o N total, quando a amostra foi seca a 65 °C para minimizar perdas por volatilização. Apesar da diferença de temperatura, 24h após o início da secagem a amostra estava geralmente com peso constante.

3.6.3 Determinação da concentração total de metais.

Segundo Whitton *et alli.*, (op. cit.), "análise de tecido" é a análise da concentração total de metais nos organismos ou suas partes. Um estágio preliminar de "digestão" é usualmente requerido para liberar o metal na solução.

Pesou-se 0.500 g do material seco, o qual foi transferido para um tubo de ensaio de 50 ml. Adicionou-se 5 ml de solução nitroperclórica (1 ml de $HClO_4$ 60%, 5 ml de HNO_3 concentrado e 0.5 ml de H_2SO_4 concentrado). Colocou-se o tubo no bloco aquecedor e digeriu-se lentamente em calor moderado. A mineralização total da amostra foi reconhecida quando se obtinha um extrato claro e límpido. Avolumava-se para 100 ml. O branco era tratado da mesma maneira. Este extrato estava então pronto para a determinação das concentrações totais de Ca^{+2}, Mg^{+2}, Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu^{+2} e Mn^{+2} por espectrofotometria de absorção atômica e de K^{+} e Na^{+} por fotometria de chama.

Para a determinação de Ca^{+2} e Mg^{+2}, foi adicionado uma solução de lantânio 0.225% (agente liberante) a uma alíquota de 2 ml do extrato da amostra e do branco. O aparelho foi calibrado com as curvas padrão, e procedia-se à leitura. No caso do Fe^{+3}, Zn^{+2}, Cu^{+2} e Mn^{+2}, nenhum reagente foi adicionado, procedendo-se como para o Ca^{+2} e Mg^{+2}.

3.6.4 Determinação da concentração de fósforo total (P total).

O método adotado, foi uma adaptação daquele proposto por Eisenrich *et alli.* (1975) e já citado para o P total em água. Os passos analíticos são descritos a seguir:

3.6.4.1 Preparação dos reagentes.

- Solução 4% de persulfato de potássio. Dissolveu-se 4g de persulfato de potássio em 100 ml de água deionizada, ou 10g de persulfato de sódio em 100 ml de água deionizada;

- H_2SO_4 10N. Adicionou-se 27.7 ml de H_2SO_4 concentrado em 70 ml de água deionizada e completou-se para 100 ml;
- Fenolfetaleína 0.1% p/v. Dissolveu-se 0.1g de fenolfetaleína em 100 ml de ethanol;
- NaOH 10N. Dissolveu-se 40g de NaoH em 100 ml de água deionizada;
- Soluções de H_2SO_4 - antimônio, molibdato e ácido de digestão: como descrito para o FRS;
- Reagente Misto II: Misturou-se 25 ml da solução de H_2SO_4 - antimônio e 25 ml da solução de molibidato adicionou-se 10 ml do ácido de digestão e 0.2 g de ácido ascórbico e diluiu-se para 100 ml.

3.6.4.2 Procedimento.

- Misturou-se 15 ml de água deionizada com aproximadamente 0.01g a 0.02 g do material.
- Adicionou-se 3 ml de solução 4% de persulfato de potássio ou da solução 10% de persulfato de sódio;
- Adicionou-se 0.6 ml de H_2SO_4 10N;
- Procedeu-se da mesma maneira para o branco e os padrões;
- Levou-se à autoclave por 60 minutos (1.5 atm, 120 °C);
- Deixou-se para esfriar e elevou-se para 50 ml com água deionizada;
- Tomou-se uma alíquota de 10 ml e adicionou-se 1 a 2 gotas de fenolfitaleína;
- Adicionou-se uma gota de NaOH 10N para surgimento de uma cor rosa;
- Adiconou-se H_2SO_4 1N gota a gota com uma pipeta até o líquido tornar-se incolor;
- Então, adicionou-se 2 ml da reagente misto II (reagente para fósforo reativo solúvel - FRS);
- Deixou-se por 15 minutos para a cor azul aparecer e leu-se a 882nm.

3.6.4.3 Cálculos.

Chegou-se à concentração de P total na amostra, pela fórmula:

$$\mu g \text{ P g}^{-1} = \frac{\frac{c}{1000} \times \frac{v}{1000}}{m}$$

Onde:

μg P g^{-1} : concentração de P total na amostra, em microgramas por grama;

c : concentração de fósforo total da solução, em µg P l^{-1};

v : acerto de volume final, em litros (e.g. 0.05 l)

m : massa de amostra utilizada, em gramas;

3.6.5 Determinação da concentração de nitrogênio total (N total).

Para a determinação de N total digeriu-se a amostra em meio ácido, para oxidação de todos os compostos nitrogenados a nitrato. Após a digestão, a concentração de nitrato foi determinada como descrito para a água (Ebina *et alli.*, 1983).

3.6.5.1 Descrição das Atividades:

- Pesou-se entre 0,01 e 0,02 g do material a ser analizado e transfirou-se para tubo de ensaio de 50 ml;
- Adicionou-se, à amostra; 25 ml de água e 0,58 g de persulfato de Potássio (ou 1,45 g de persulfato de Sódio);
- Prepararam-se dois brancos e padrões, utilizando água desmineralizada;
- Adicionou-se 4,4 ml de solução de hidróxido de sódio 0,5 N;
- Levou-se a autoclave por 60 minutos a 1,5 atm e 120°C;
- Deixou-se esfriar por duas horas;
- Ajustou-se o pH à 8-9 com solução de Hidróxido de Sódio 0,5 N ou solução de Ácido Sulfúrico 0,1 N;
- Elevou-se a amostra para 50 ml e a partir desse ponto, procedeu-se como descrito para o nitrato;

Para cálculo da concentração de N total da amostra, utilizou-se a mesma fórmula citada acima para o P total.

3.6.6 Concentração de clorofila a e feopigmentos.

O método utilizado na determinação da concentração de clorofila a nas amostras de perifíton foi o da espectrofotometria *in vitro*, descrito por Anônimo (1996), modificado, onde o pigmento é extraído com um solvente orgânico.

3.6.6.1. Escolha do solvente.

Etanol, metanol e acetona são os três álcoois utilizados para trabalhos de determinação de concentração de clorofila a. Apesar da superioridade do metanol e etanol 100% como extratores (especialmente para Cyanophyceae quando se faz a extração a quente), estes álcoois pedem a neutralização do extrato com uma base orgânica, além de ser o metanol altamente tóxico. Por outro lado, uma solução de acetona 90% não exige neutralização, não é tóxica e dá grande estabilidade ao extrato, além de ser aceita por vários analistas tendo poder de extração suficiente para seus propósitos (Marker *et alli.*, 1980 citado em Anônimo, 1996).

Devido à dificuldade de tornar disponível a base orgânica necessária à neutralização do extrato em metanol (feniletilamina) e a familiaridade com a extração em acetona, decidiu-se utilizar este solvente na determinação da concentração de clorofila a das amostras de perifíton.

3.6.6.2 Procedimento de extração.

Em ambiente com luz atenuada, a amostra de perifíton foi lavada com água destilada; removida de detritos e filtrada à vácuo em pré-filtro Millipore AP-20 (0.45 µm de porosidade) de peso conhecido. A extração deu-se da seguinte maneira:

- Utilizando-se 25 ml de acetona PA 90%, o filtro e a amostra, foram macerados;
- O macerado e a acetona utilizados foram deixados repousar entre 18 e 24h, em frasco de vidro tampado, sob refrigeração;
- Após este período, o conteúdo do frasco, foi centrifugado a 6000 RPM por cerca de 10 minutos;
- Retirou-se e acertou-se o volume do sobrenadante, para 25 ml;
- O material sedimentado foi utilizado na determinação da massa de perifíton (seção 3.6.6.3);
- Calibrou-se o espectrofotômetro, com acetona 90%, e leu-se a amostra a 665 e 750 nm;
- Adicionou-se 0.1 ml de HCl 0.3 ml a 10 ml do extrato (ou o equivalente para dar uma concentração final de 0.003 M);
- Depois de cinco minutos, leu-se novamente a absorbância a 665 e 750 nm.

3.6.6.3 Cálculos.

Primeiro calculou-se a concentração de clorofila no extrato não acidificado pela seguinte fórmula (Anônimo, 1996):

$$\mu g\ cl_0\ a = \frac{11\ (665o - 750o)\ v}{d}$$

Onde:

μg cl0 a = concentração de clorofila <u>a</u>, no estrato não acidificado, em microgramas;

11 = constante aproximada para a recíproca do coeficiente específico de absorção da acetona 90% a 665 nm;

v = volume da amostra, em mililitros;

d = passo ótico, em centímetros

A concentração de clorofila a corrigida para feopigmentos, foi calculada da seguinte maneira (Golterman & Climo, 1969, citados em Anônimo, 1996):

$$\mu g\ chl_a = \frac{11\ (3.0\ (Ao - Aa))\ v}{d}$$

Onde:

µg Chla = concentração de clorofila a corrigida para feopigmentos no extrato, em microgramas;

3.0 = fator derivado da absorbância da clorofila a em 665 nm, antes e após a acidificação: (665o - 750o)/((665o - 750o)-(665a - 750a));

Ao = leituras (665 - 750 nm) não acidificado;

Aa = leituras (665 - 750 nm) acidificado;

11 = constante aproximada para a recíproca do coeficiente específico de absorção da acetona 90% a 665 nm;

v = volume da amostra, em mililitros;

d = passo ótico, em centímetros

Em amostras sem sinais de degradação ou consideradas saudáveis, o passo acima, pode ser ignorado;

Além de se extrair e calcular a concentração de clorofila a, foi necessário expressar esta em uma base do peso seco do perifíton (µg clorofila a g-1). Para tal foi seguido um procedimento sugerido por R. E. Skidmore, (comunicação pessoal): Em um filtro GF/C pré-pesado foi feita a filtração do material decantado (perifíton + pré-filtro AP 20) oriundo da centrifugação utilizada na extração da clorofila; após a filtração, o filtro GF/C e o material retido (perifíton + filtro AP 20, macerados), foram colocados em estufa, a 40 °C, até peso constante, que era considerado como a massa total. A massa seca de perifíton era obtida por diferença:

$$\mu g \ per. = mt - (m20 + mGF)$$

Onde:

g per. = massa seca de perifíton, em gramas;

mt = massa total, obtida após secagem em estufa, em gramas;

m20 = massa do pré filtro AP 20 Millipore, em gramas;

mCF = massa do filtro GF/C, em gramas;

Então as concentrações de clorofila a corrigida para feofitina e de feopigmentos, expressas na base do peso seco do perifíton foram calculadas por:

$$\mu g \ Chla \ g^{-1}. = \frac{\mu g \ Chl_a}{g \ per.}$$

$$\mu g \ feop \ g^{1}. = \frac{\mu g \ Chl_0 - \mu g \ Chl_a}{g \ per.}$$

Onde:

µg Chla. g^{-1} = concentração de clorofila a, corrigida para feopigmentos, microgramas por grama de perifíton (base seca);

µg feop g^{-1}. = concentração de feopigmentos, em microgramas por grama de perifíton (base seca);

µg Chla = concentração de clorofila a corrigida para feopigmentos, no extrato acidificado, em microgramas;

µg Chl0 a = concentração de clorofila a, no extrato não acidificado, em microgramas;

g per. = massa seca de perifíton, em gramas;

3.6.7 Análise de pêlos algais em Batrachospermum sp.

3.6.7.1 Montagem das lâminas.

Da amostra preservada em FAA foram separados seções do talo, desde o ápice até a porção basal ou próxima dela, com auxílio de microscópio

estereoscópico e estilete. Três lâminas de cada amostra foram então montadas e identificadas com o código do trecho de onde se retirou a amostra e a data de coleta.

3.6.7.2 Observação ao microscópio.

Examinou-se o material sob um microscópio ZEISS modelo AXIOPLAN, equipado com micrômetro ocular. Imagens digitais das lâminas foram obtidas através de um microscópio ZEISS modelo AXIOPHOT, equipado com câmera digital colorida SAMSUNG modelo SDC - 413 NAD e processadas pelo programa de reconhecimento de imagens OPTIMAS 6.0.

3.6.7.3 Número e tamanho dos pêlos.

Todas as lâminas foram examinadas de maneira aleatória para contagem e medidas do comprimento de pêlos. O número de pêlos foi determinado pela contagem dos em três seções de 200 µm do talo, escolhidas de forma aleatória em cada amostra.

Em uma destas seções aleatórias, o comprimento do número de pêlos existentes até o máximo de 10 foi medido com o micrômetro ocular, em divisões de 10 µm.

3.6.7.4 Cálculos

O número médio de pêlos da amostra foi calculado através do somatório do total encontrado em cada seção, dividido pelo comprimento de cada seção (200 µm). Para o comprimento dos pêlos, foi calculada a média de todos os comprimentos medidos nas três seções.

3.7 Porcentagem de cobertura.

Avaliou-se a porcentagem de cobertura de macroalgas e briófitas, em quatro segmentos dos córregos:

- RN2 e CG2, ou seja, nos trechos médios dos córregos florestais (Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande);
- CA3 e CS3, que representam os trechos finais dos córregos agrícolas (Córrego Alto e Córrego São Mateus.

A amostragem deu-se em intervalos que variaram entre 60 a 75 dias e 22 a 71 dias, na seca e chuvas, respectivamente, da seguinte forma:

- Seca (agosto de 1997; abril, junho e agosto de 1998).
- Chuvas (outubro e dezembro de 1997; janeiro e fevereiro de 1998);
- Seca

O trecho final do Córrego Alto (CA3) foi o único possível de ser amostrado em dezembro de 1997, devido à falta de acesso aos demais trechos, em conseqüência das chuvas. O acesso a CG2 (trecho médio do Projeto Córrego Grande), também ficou obstruído em fevereiro de 1998.

Foi utilizada a técnica de amostragem por quadrats descrita em Necchi & Moreira, (1995) e Necchi *et alli.*, (1995). Os quadrats foram confeccionados em metal, tendo forma circular (0.5 m de diâmetro) e área de cerca de 0.20 m^2. Para melhorar a precisão da estimativa, dividiu-se o círculo em 8 subseções, cada uma com 0.025 m2 ou 12.5% da área total do quadrat (Figura 3.3).

Em um trecho de 10 m ao longo do córrego 10 quadrats eram colocados eqüidistantes em 1 m e a porcentagem de cobertura de macroalgas e briófitas foram anotadas (Figura 3.4).

As dez estimativas de abundância foram tratadas de forma integrada, como uma média da cobertura do perifíton para todo o trecho amostrado e separadamente para cada taxon coletado.

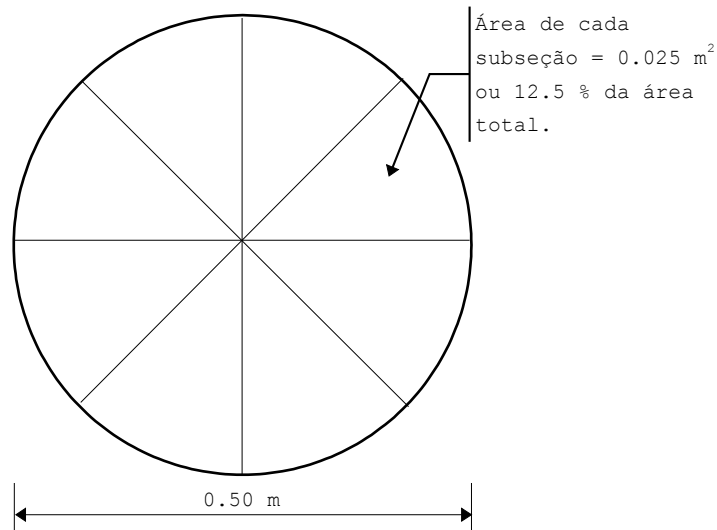



Figura 3.3. Quadrat utilizado na estimativa da percentagem de cobertura dos componentes macroscópicos do perifíton

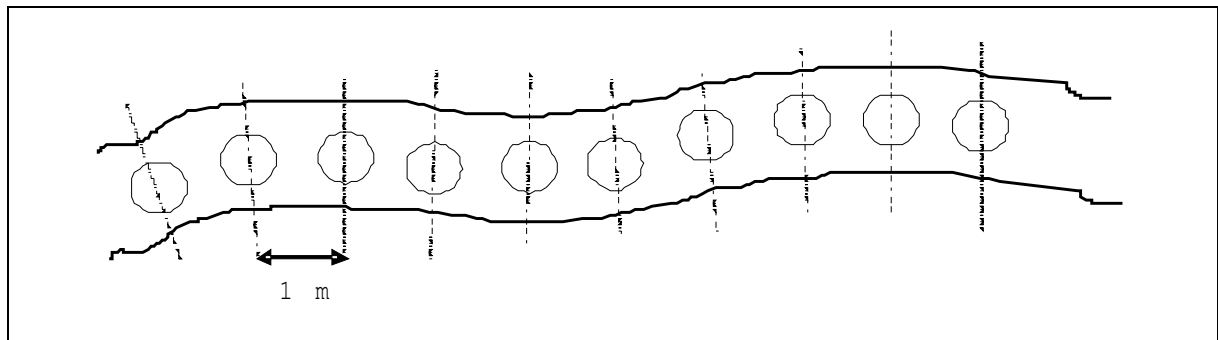



Figura 3.4 . Representação esquemática da amostragem para se estimar a porcentagem de cobertura de componentes macroscópicos do perifíton.

3.8. Experimento de enriquecimento.

O efeito da adição de formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo, sob a taxa de colonização algal em substratos artificiais, foi testado durante a estação seca, nos meses de maio e junho de 1998, nos córregos drenando plantios de *Eucalyptus grandis*. Nos demais córregos, vandalismo e presença de animais domésticos, inviabilizaram a experimentação nestes ambientes. Tentativas de realizar o experimento durante a estação das chuvas (dezembro de 1997, janeiro e fevereiro de 1998), revelaram-se infrutíferas, dada à destruição dos conjuntos experimentais, por picos de vazão.

3.8.1 Descrição dos conjuntos experimentais.

Cada conjunto experimental compunha-se de 8 seções de tubos de PVC (90 cm de comprimento por 10 cm de diâmetro), montados sob uma base de madeira. Na extremidade dos tubos, seções de plástico transparente com 20 cm de comprimento e 10 cm diâmetro foram colados com adesivo à base de silicone insolúvel em água e resistente aos microorganismos. Dentro de cada seção de plástico transparente, foi fixado um jogo de 15 lâminas de vidro liso (70 x 30 x 2 mm), apoiadas em uma base de acrílico e seguras por uma fina tira de borracha (Figura 3.5).

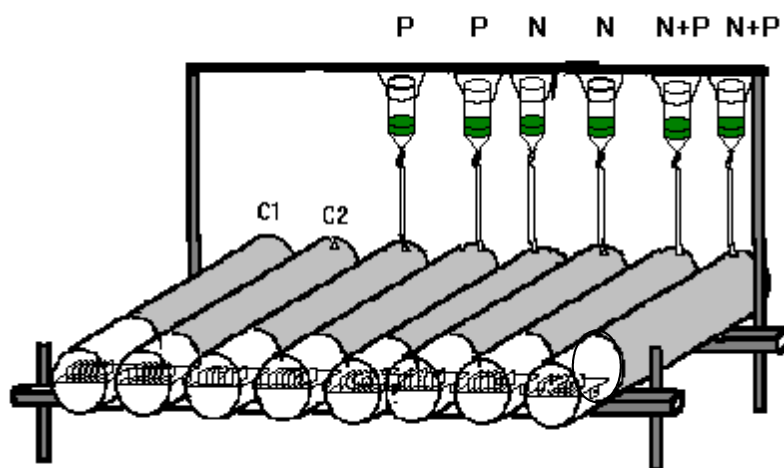



Figura 3.5 Esquema do conjunto experimental utilizado para avaliar o efeito da adição de nutrientes sobre a colonização algal nos ambientes estudados (detalhes no texto).

Em um cavalete de madeira, fixado atrás do conjunto experimental, foram colocadas 6 garrafas plásticas de 2 litros de capacidade, contendo nutrientes. Antes de serem usadas, estas garrafas foram lavadas copiosamente com água de torneira, em seguida, com água destilada, imersas em H_2SO_4 10% por 24h e em seguida, novamente lavadas com água destilada.

Cada par de garrafas, continha soluções de nitrogênio (NO_3^-), fósforo (PO_4^{3-}) e nitrogênio + fósforo, que foram dosadas por meio de um tubo fino de plástico flexível, equipado com um mecanismo de regulação da vazão, cuja extremidade foi colocada no lado oposto às placas de

vidro. Dois tubos, não recebiam nutrientes, constituindo-se nos controles 1 e 2. A fonte de PO_4^{3-}, foi KH_2PO_4 PA (99.96% de pureza), enquanto a fonte de NO_3^-, foi KNO_3 PA (99.98% de pureza).

Colocou-se o conjunto no córrego, de maneira que a extremidade contendo as placas de vidro recebia a água dosada com nutrientes, ou seja, simulava uma situação de uma área a jusante de uma descarga de nutrientes.

3.8.2 Concentração teórica dos nutrientes.

A concentração final (mg l^{-1}) dos nutrientes na extremidade contendo as placas de vidro foi uma função de três variáveis principais:

a) Carga (mg h^{-1}) de um dado nutriente, dosada dentro do tubo;
b) Vazão (litros h^{-1}) da água do córrego, dentro do tubo, diluindo o nutriente;
c) Difusão da pluma de nutrientes, dentro do tubo;

O mecanismo de regulação da vazão da garrafa contendo a solução nutritiva tinha valor mínimo, medido em laboratório, de 8 gotas por minuto, que representa 140×10^{-4} l h^{-1}.

A vazão dentro do tubo é o produto da área da seção circular do mesmo (7.8×10^{-3} m^2) pela velocidade da água nesta seção. Testes revelaram que a velocidade da água que saia do experimento possuía entre 80 a 90% da velocidade de entrada.

A difusão dos nutrientes foi determinada experimentalmente da seguinte maneira:

- Colocou-se o conjunto experimental em um trecho do córrego, sem as lâminas de vidro;

- Regulou-se a vazão do nutriente, em 24 gotas min^{-1}, equivalente a 420 x 10^{-4} l de solução nutritiva h^{-1}, a qual possuía concentração de 1 g PO_4^{3-} l^{-1} (valor arbitrário);
- Mediu-se a velocidade da água, na entrada do experimento;
- Coletaram-se amostras da água que foi dosada com PO_4^{3-} e a água do córrego a montante do experimento;
- A concentração de PO_4^{3-}, foi determinada nas amostras;

Com a concentração de 1 g PO_4^{3-} l^{-1}, na solução nutritiva, e velocidade média de 1.1 m s^{-1} na água do córrego, a concentração do nutriente foi de 12.7 µg PO_4^{3-} l^{-1} ± 4.8 µg PO_4^{3-} l^{-1} (n=3), acima da concentração ambiente. A concentração na solução nutritiva foi aumentada para 6 g PO_4^{3-} l^{-1} e repetiu-se a amostragem. Com velocidade média de 0.9 m s^{-1}, a concentração do nutriente, foi de 84.5 µg PO_4^{3-} l^{-1} ± 6.2 µg PO_4^{3-} l^{-1} (n=3), acima da concentração ambiente.

Adotou-se esta concentração (6 g nutriente l^{-1}), como padrão para a solução nutritiva utilizada no experimento, o que garantia uma concentração mínima entre 78.3 e 90.7 µg PO_4^{3-} l^{-1} acima da concentração ambiente, com uma velocidade em torno de 1 m s^{-1}. O mesmo procedimento foi adotado para o nitrato, resultando que 6 g NO_3^- l^{-1}, na solução nutritiva, representaram 121.7 µg NO_3^- l^{-1} ± 27.9 µg NO_3^- l^{-1} (n=3), acima da concentração ambiente.

O aumento ou a diminuição da velocidade implicariam em um respectivo aumento e diminuição da concentração de nutrientes.

3.8.3 Coleta e análise das amostras.

O experimento foi instalado no trecho médio do Projeto Córrego Grande e no trecho final do Projeto Rubro-Negra. Três lâminas foram coletas por vez, em cinco intervalos: 1, 3, 5, 7 e 10 dias.

Em CG2, as lâminas foram retiradas nos dias 6 e 16 de maio de 1998, enquanto em RN3, a retirada foi feita entre 12 e 23 de junho de 1998. A Figura 3.6 mostra aspectos do conjunto experimental no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3).

Figura 3.6. Experimento de enriquecimento no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3).

As lâminas foram retiradas com auxílio de pinças de aço inoxidável, guardadas individualmente em sacos plásticos e retornadas imediatamente ao laboratório, onde cada lâmina foi lavada individualmente com água destilada, recolhendo-se o lavado em um béquer. Raspava-se a lâmina para remover qualquer material mais resistente à lavagem.

Filtrou-se o produto da lavagem e raspagem em um pré-filtro Millipore AP 20. Considerou-se o material como sendo saudável, de forma que foi determinada a concentração de clorofila a, como descrito anteriormente, sem correção para feopigmentos. Os resultados foram expressos em µg Clorofila a cm^{-2}, dividindo-se o teor de clorofila a pela área da lâmina (42 cm^2).

3.8.4 Medição da luz.

Em cada coleta, a luz incidente sobre o experimento foi medida com auxílio de um luxímetro LUTRON modelo LX 101, com escala entre 1 e 10000 lux m^{-2}, equipado com um sensor em forma de calota esférica.

4. Resultados.

4.1 Variáveis físicas e químicas medidas *in situ*.

4.1.1 Temperatura.

Em toda a pesquisa os córregos das bacias florestais exibiram menor variação na temperatura da água, com valores amostrados entre 14.24 °C (RN1, seca de 1997) e 25.87 °C (CG1, chuvas 97/98), significando um intervalo de 11.63 °C. Para os córregos drenando pastagens e agricultura o intervalo foi de 12.50 °C, com valor mínimo de 17.14 °C e máximo de 26.64 °C registrados em CA2 (estação seca de 1997) e em CS3 (estação chuvosa de 1997/1998), respectivamente. A Figura 4.1 mostra as variações e valor médio das temperaturas observadas, em função da época e ponto das coletas.

Nos pontos de coletas próximos às nascentes durante a estação seca de 1997, o valor mais elevado (21.90 °C) foi registrado no Córrego São Mateus (CS1) e o menor (14.24 °C), próximo à nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1). Nos demais pontos de coleta o valor da temperatura foi de 16.20 °C (nascente do Projeto Córrego Grande - CG1) e 20.82 °C (nascente do Córrego Alto - CA1). Na estação chuvosa de 1997/1998 os valores das temperaturas máximas e mínimas próximos às nascentes, variaram entre 25.87 °C e 22.43 °C, em CG1, e entre 22.60 °C e 20.36 °C, em RN1, enquanto a única observação feita em nascente de córrego drenando pastagens (CA1) teve valor igual a 23.46 °C.

Em RN1 a diferença entre a temperatura máxima (22.60 °C) e mínima (17.13 °C), na estação seca de 1998 foi de 5.7 °C, enquanto que na estação chuvosa esta diferença para este mesmo ponto foi de 2.2 °C. Para CG1 a variação entre a temperatura máxima (22.10 °C) e mínima (20.46 °C), registradas na estação seca de 1998, foi menor: 1.6 °C.

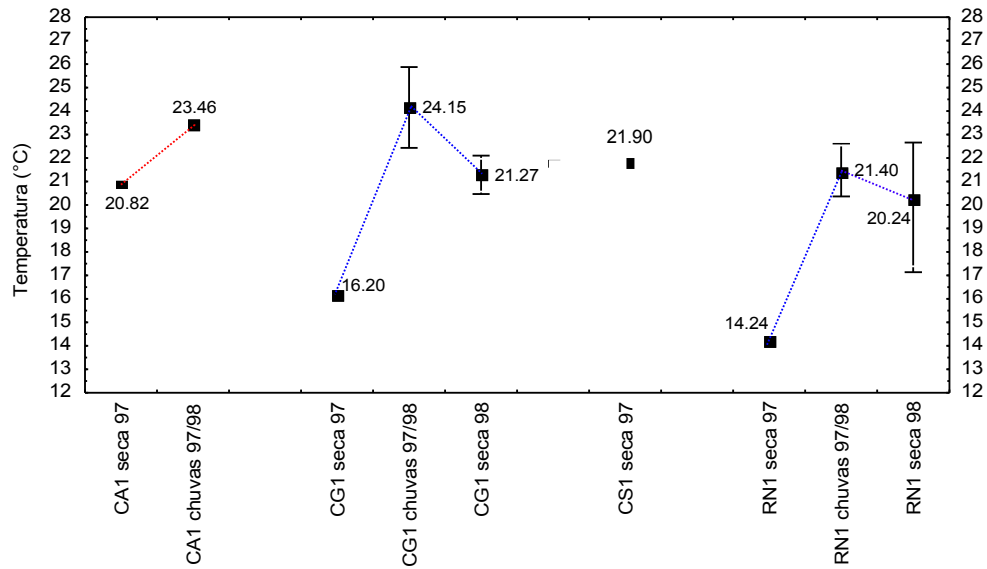
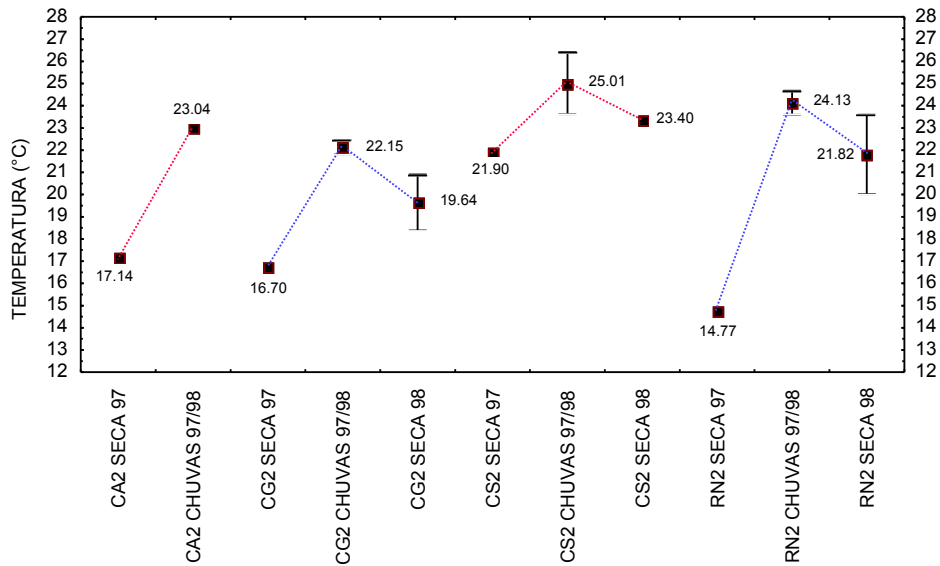
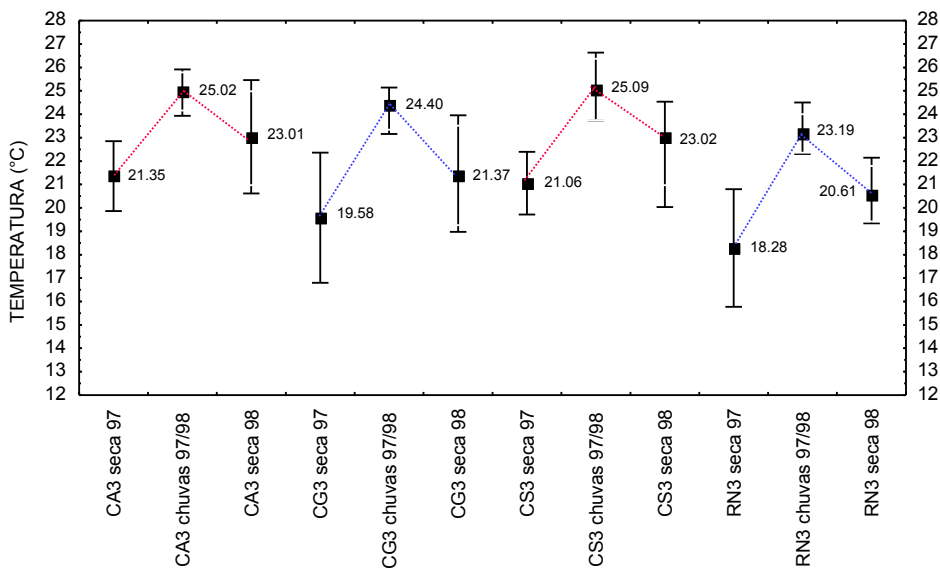



Figura 4.1 Temperatura da água (°C) nos trechos: a)próximos às nascentes; b) médios e c) finais, nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as médias (■) ou observações em córregos drenando bacias agropastoris e florestais, na estação seca de 97, chuvas e estação seca de 98.

As temperaturas em RN2 (14.77 °C) e em CG2 (16.7 °C), na estação seca de 1997 foram inferiores àquelas registradas para os trechos médios do Córrego Alto (17.14 °C) e Córrego São Mateus (21.90° C), no mesmo período.

Durante as chuvas, o Córrego São Mateus mostrou a maior variação (2.7 °C) entre temperaturas: máxima (26.56) e mínima (23.89 °C) para os córregos agrícolas. Para os córregos florestais, a diferença entre as temperaturas máximas e mínimas foi de 0.4 °C (22.34 °C - 21.01 °C), para o trecho médio do Projeto Córrego Grande (CG2), e de 0.8 °C (24.26 °C - 23.54 °C) no Projeto Rubro-Negra (RN2).

Na estação seca de 1998, as variações foram maiores que as registradas na estação chuvosa, ficando em 4.4 °C (23.50 °C - 19.11 °C) em RN2 e 3.6 °C (20.78 °C - 17.22 °C) em CG2. Dentre os córregos agrícolas, os valores das temperaturas coletadas na estação seca de 1998, foram de 23.04 °C (CA2) e 23.40 °C (CS2)

O comportamento dos valores máximos e mínimos da temperatura da água nos trechos finais dos córregos, ou seja, na água exportada após as influências a montante mostrou que houve maior diferença entre as temperaturas coletadas nas estações secas, em relação à estação chuvosa, com as temperaturas máximas e mínimas, na estação seca de 1998, maiores que as da estação seca de 1997.

Para os córregos florestais, a variação observada na temperatura da coluna d’água foi de 5.0 °C (20.80 °C - 15.77 °C), no ponto final Projeto Rubro-Negra (RN3) e de 5.6 °C (22.36 °C - 16.80 °C) no ponto final do Projeto Córrego Grande (CG3) durante a estação seca de 1997. Nas chuvas de 1997/1998, a variação diminuiu em ambos os córregos, com 2.2 °C (24.51 °C - 22.30 °C) em RN3 e 1.9 °C (25.14 °C - 23.16 °C) em CG3. Para a estação seca de 1998, a variação entre máximas e mínimas foi de 2.8 °C (22.15 °C - 19.34) em RN3 e de 5.0 °C (23.96 °C - 18.97 °C) em CG3.

Para testar a hipótese de haver efeito do local de coleta (i.e., nascente, trecho médio e trecho final) na variável temperatura da água, foi realizada uma análise de variância (ANOVA) de fator único (local de coleta), em cada um dos córregos (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 Sumário dos resultados da análise de variância da temperatura da água, em função do ponto de coletas (nascente, trecho médio, trecho final), para cada um dos córregos pesquisados. Os resultados marcados com "*" foram significativos (P≤ 0.05).

	FONTES DE VARIAÇÃO								
	Total			Grupos		Erro			
	SQT	GLT	QMG	GLG	SQE	GLE	QME	F	p
Córrego Alto	19.900	15	9.950	2	67.076	13	5.159	1.928	0.185
Córrego São Mateus	7.990	16	3.995	2	55.972	14	3.998	0.999	0.393
Projeto Córrego Grande	22.938	25	11.469	2	141.428	23	6.153	1.863	0.178
Projeto Rubro-Negra	15.440	27	7.720	2	196.615	25	7.864	0.982	0.389

Os resultados acima sugerem que não houve efeito do local de coleta na temperatura da água nos córregos pesquisados, isto é, as temperaturas coletadas próximas às nascentes, trechos médios e trechos finais de cada córrego, não possuem diferenças significativas.

Na Tabela 4.2, encontram-se os valores médios, desvios padrões e faixa de variação para as temperaturas dos córregos nas estações secas de 1997, chuvosa de 1997/1998 e seca de 1998. O coeficiente de variação para todos os dados também é mostrado. Dado ao valor de F não significativo da temperatura da água no perfil longitudinal dos córregos tratou-se cada um dos mesmos, como uma única unidade amostral, para testar a hipótese de haver efeito sazonal (seca e chuvas) e de uso do solo, sobre as médias de temperatura (Tabela 4.3).

Os resultados sugerem haver diferenças sazonais e espaciais significativas (P ≤ 0.05) entre algumas médias de temperaturas coletadas. O teste de Tukey para amostras com diferentes números de observações foi utilizado para detecção das médias com diferenças significativas entre si (Tabela 4.4).

Tabela 4.2 Número de observações (n), média ($\overline{X}$), desvio Padrão (s) e variação (valor mínimo - valor máximo), para a temperatura da água, nos córregos pesquisados, nas estações secas e chuvosa. Todos os resultados estão em °C. A última coluna à direita, mostra o coeficiente de variação (CV), em porcentagem, para todos os dados de amostrados.

	Estação seca 1997		Chuvas 1997/1998		Estação seca 1998		
	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	CV (%)
Córrego Alto	4	20.2 ± 2.4 (17.1 - 22.8)	6	24.4 ± 1.1 (23.0 - 25.9)	6	23.0 ± 2.0 (20.6 - 25.5)	10.5
Córrego São Mateus	3	21.3 ± 1.4 (19.7 - 22.4)	9	25.0 ± 1.2 (23.7 - 26.6)	5	23.1 ± 1.8 (20.0 - 24.5)	8.4
Projeto Córrego Grande	4	18.0 ± 2.9 (16.2 - 22.4)	7	23.7 ± 1.6 (21.9 - 25.9)	15	20.5 ± 1.6 (17.2 - 24.0)	12.2
Projeto Rubro-Negra	4	16.4 ± 3.0 (14.2 - 20.8)	11	22.9 ± 1.3 (20.4 - 24.6)	13	20.9 ± 1.8 (17.1 - 23.5)	13.3

Tabela 4.3 Sumário da análise de variância do efeito do córrego e da estação do ano (seca de 1997; chuvas de 1997/1998 e seca de 1998), sobre a variável temperatura da água. Valores de F, assinalados com "*", são significativos ($P \leq 0.05$).

Tratamento	Graus de liberdade tratamento.	Quadrado médio do tratamento	Graus de liberdade do erro	Quadrado médio do erro.	F	p
Córrego.	3	32.745	75	3.108	11.501*	0.000003
Estação do ano.	2	130.269	75	3.108	41.913*	0.000001
Interação Córrego e Estação do ano.	6	3.325	75	3.108	1.070	0.388

Tabela 4.4 Sumário do teste de Tukey (desiguais números de observações), para as médias das temperaturas da água, nas estações seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e seca de 1998. Os números entre colchetes correspondem, nas colunas, às medias, e nas linhas, ao respectivo córrego em uma das estações do ano. As probabilidades com "*" são significativas ao nível de 5%.

córrego[⌖]	Estação	{1} 24.4	{2) 20.2	{3} 23.0	{4} 23.7	{5} 18.0	{6} 20.5	{7} 25.0	{8} 21.3	{9} 23.1	{10} 22.9	{11} 16.4	{12} 20.9
CA	chuvas {1}		0.0443*	0.9610	0.9998	0.0002*	0.0135*	0.9999	0.5929	0.9879	0.9506	0.0001*	0.0496*
CA	seca 97 {2}	0.0443*		0.5003	0.1950	0.8501	1.0000	0.0099*	0.9996	0.4526	0.5275	0.1215	0.9999
CA	seca 98 {3}	0.9610	0.500		0.9995	0.0756*	0.4021	0.6859	0.9905	1.0000	1.0000	0.0002*	0.7041
CG	chuvas {4}	0.9998	0.1950	0.9995		0.0013*	0.0562	0.0946	0.8948	0.9999	0.9998	0.0001*	0.1811
CG	seca 97 {5}	0.0002*	0.8501	0.0075*	0.0013*		0.6757	0.0001*	0.4791	0.0060*	0.0086*	0.9768	0.4271
CG	seca 98 {6}	0.0135*	1.0000	0.4021	0.0562	0.6757		0.0001*	0.9999	0.4902	0.0753	0.0572	0.9999
CS	chuvas {7}	0.9999	0.0099*	0.6860	0.9465	0.0001*	0.0001*		0.3098	0.8360	0.3443	0.0001*	0.0004*
CS	seca 97 {8}	0.5930	0.9996	0.9905	0.8948	0.4791	0.9999	0.3098		0.9857	0.9926	0.0423*	1.0000
CS	seca 98 {9}	0.9879	0.4526	1.0000	0.9999	0.0060*	0.4902	0.8360	0.9857		1.0000	0.0002*	0.7630
RN	chuvas {10}	0.9506	0.5276	1.0000	0.9998	0.0858*	0.0753	0.3443	0.9926	1.0000		0.0002*	0.2892
RN	seca 97 {11}	0.0001*	0.1215	0.0002*	0.0001*	0.9768	0.0572	0.0001*	0.0422*	0.0002*	0.0002*		0.0203*
RN	seca 98 (12}	0.0497*	0.9999	0.7041	0.1811	0.4271	0.9999	0.0004*	1.0000	0.7630	0.2892	0.0203*	

[⌖]CA: Córrego Alto; CG: Projeto Córrego Grande; CS: Córrego São Mateus; RN: Projeto Rubro Negro.

Na estação seca de 1997 a temperatura média do Projeto Rubro-Negra (16.4 °C) foi significativamente ($P \leq 0.05$) menor que a temperatura média calculada para o Córrego São Mateus (21.3 °C). Para o Projeto Córrego Grande, a temperatura média, na estação seca de 1997 (18.0 °C), não foi diferente da temperatura média do Córrego Alto (20.2 °C).

Na estação chuvosa de 1997/1998 todas as médias de temperatura foram significativamente maiores que as médias da estação seca de 1997. Entre os córregos, novamente a temperatura média do Córrego São Mateus (25.0 °C) foi significativamente maior que a temperatura média do Projeto Rubro-Negra (22.9 °C) não sendo, porém, significativamente maior que nenhuma outra temperatura média, na estação chuvosa. As temperaturas médias calculadas para o Projeto Córrego Grande (23.7 °C) e Córrego Alto (24.4 °C) não foram estatisticamente diferentes entre si ou em relação às médias dos demais córregos.

Na estação seca de 1998, nenhum dos ambientes exibiu médias de temperatura das águas significativamente da estação chuvosa de 1997/1998, ou seja, não houve redução significativa da temperatura na passagem do verão (chuvas) para e inverno (seca). Isto significou que as médias de temperatura das águas na estação seca de 1998, foram superiores às verificadas na estação seca de 1997. Entre os córregos, não houve diferença significativa entre a média da temperatura da água no Projeto Rubro-Negra, (20.9 °C), a média de temperatura do Córrego São Mateus (23.1 °C), Córrego Alto (23.0 °C) e Projeto Córrego Grande (20.5 °C).

O comportamento da temperatura da água sugere que a mesma foi afetada pelo uso do solo, com uma tendência de apresentar menores valores nas bacias florestadas. Provavelmente, as distintas condições de cobertura dos córregos pela vegetação ciliar têm papel significativo nos resultados encontrados.

4.1.2 Oxigênio dissolvido.

A variação global na concentração de oxigênio dissolvido foi de 10.31 mg O_2 l^{-1}, correspondendo à diferença entre o valor mínimo (1.61 mg O_2 l^{-1}), amostrado no ponto próximo à nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) e o valor máximo (11.92 mg O_2 l^{-1}) amostrado no trecho médio do Projeto Córrego Grande (CG2), ambos observados na estação seca de 1998. Estes valores mínimos e máximos na concentração de oxigênio dissolvido, também representaram o mínimo (19%) e o máximo (142%), para a saturação de oxigênio.

A Figura 4.2, mostra os comportamentos das concentrações e porcentagens de saturação de O_2 dissolvido, em função da época e ponto de amostragem.

Os gráficos sugerem um padrão geral de diminuição dos valores da concentração e saturação de oxigênio dissolvido, entre a estação seca de 1997 e as chuvas de 1997/1998, com uma recuperação na estação seca de 1998. A exceção foi em um dos córregos florestais, que exibiu comportamento diverso em função da concentração de O_2 dissolvido nas coletas realizadas próximas à nascente: Em CG1 (nascente do Projeto Córrego grande) as concentrações observadas (seca 1997) ou médias variam entre 9.20 mg O_2 l^{-1} (100.1% sat.), caindo para 8.24 mg O_2 l^{-1} (103.7% sat.) e subindo ligeiramente para 8.43 mg O_2 l^{-1} (96.6% sat.), nas estações seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e seca de 1998, respectivamente. Já em RN1 (nascente do Projeto Rubro Negro), houve uma queda maior entre o valor observado na estação seca de 1997 (10.53 mg O_2 l^{-1} - 111.1% sat.) e a média calculada para a estação chuvosa de 1997/1998 (5.6 mg O_2 l^{-1} - 68.5% sat.), com a média da estação seca de 1998 (5.38 - 63.1% sat.). As nascentes dos córregos agrícolas exibiram valores inferiores àqueles amostrados nas nascentes das bacias florestadas: na nascente do Córrego alto (CA1), as concentrações variaram entre 8.36 mg O_2 l^{-1} (100.7% sat.) na estação seca de 1997 e 7.78 mg O_2 l^{-1} (80.8% sat.), na estação chuvosa de 1997/1998; a única

observação na nascente do Córrego São Mateus (CS1), teve valor igual a 9.00 mg O_2 l^{-1} (111.1% sat.).

Nos trechos médios o padrão se manteve. Em RN2 a queda do valor observado na estação seca de 1997 (8.10 mg O_2 l^{-1} - 87.4% sat.) para o valor médio da estação chuvosa de 1997/1998 (5.29 mg O_2 l^{-1} - 66.8% sat.), foi maior que a diminuição observada em CG2, o qual variou de 9.60 mg O_2 l^{-1} (118.4% sat.), na estação seca de 1997, para 8.29 mg O_2 l^{-1} (102% sat.), nas chuvas. Na estação seca de 1998, ambos os córregos mostraram aumento no conteúdo médio de O_2 dissolvido, com as concentrações elevando-se para 9.32 mg O_2 l^{-1} (110.7% sat.) e 6.32 mg O_2 l^{-1}, em CG2 e RN2, respectivamente.

Nos córregos agrícolas as concentrações de oxigênio dissolvido nos trechos médios também sofreram variações, dentro do mesmo padrão observado até aqui. No Córrego Alto (CA2), houve uma diminuição entre o valor amostrado na estação seca de 1997 (9.65 mg O_2 l^{-1} - 108.2% sat.) e o valor observado na estação chuvosa (7.88 mg O_2 l^{-1} - 96.2% sat.). No trecho médio do Córrego São Mateus (CS2) houve ligeira diminuição entre média calculada para as chuvas de 1997/1998 (6.17 mg O_2 l^{-1} - 79.9% sat.) e o valor observado na seca de 1998 (6.23 mg O_2 l^{-1} - 77.7% sat.).

Quando as águas dos córregos atingem os trechos finais, nota-se uma mudança na distribuição espacial das concentrações de oxigênio dissolvido, entretanto, o padrão temporal (queda entre estação seca de 1997 e chuvas, com posterior recuperação) permanece. Há mais oxigênio dissolvido nas águas de RN3 (Projeto Rubro-Negra) do que nos demais trechos finais córregos. Esta variação deve-se possivelmente ao perfil acidentado do relevo entre RN2 e RN3, cujo desnível (90 m) favorece a oxigenação das águas.

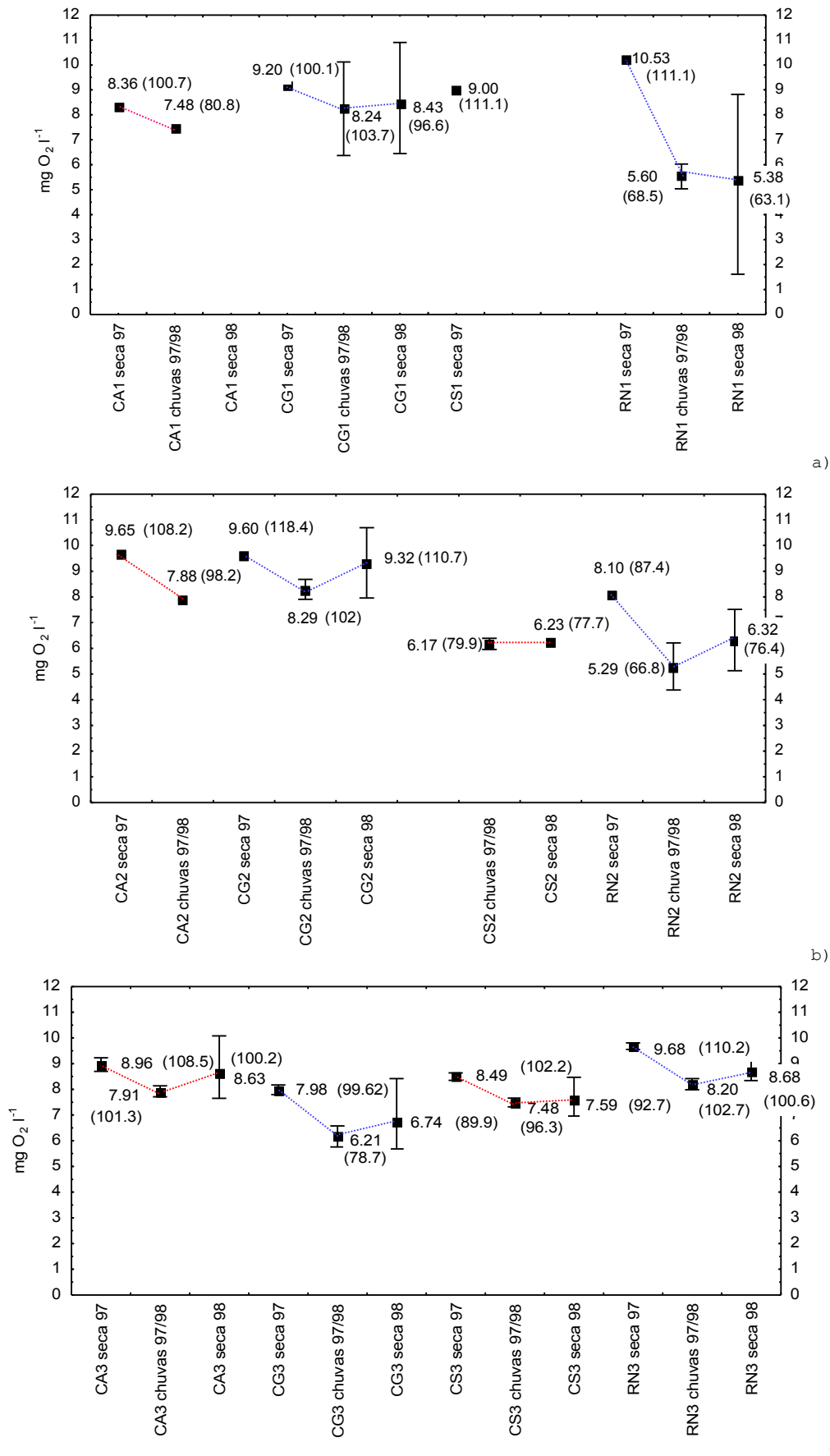



Figura 4.2. Concentração de O_2 dissolvido nos trechos: a) próximos às nascentes; b) médios e c) finais, nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as médias (■) ou observações em córregos drenando bacias agropastoris e florestais, na estação seca de 97, chuvas e estação seca de 98.

De fato, as diferenças na localização de elementos da paisagem, tais como áreas alagadas e cachoeiras ao longo das bacias dos córregos estudados, tem provavelmente influência sobre as concentrações de oxigênio dissolvido. Estes elementos, do ponto de vista do O_2 dissolvido, podem ser considerados (grosso modo), como sumidouros e fontes de O_2 dissolvido para ambientes lóticos, respectivamente (Allan, 1995). Entre os trechos médio (CG2) e final (CG3) do Projeto Córrego Grande, as águas percorrem uma área alagada de cerca de 1800 m de extensão. Os resultados das médias das observações, para o trecho final deste córrego (CG3), na estação seca de 1997 (7.68 mg O_2 l^{-1} - 99.6% sat.), estação chuvosa de 1997/1998 (6.21 mg O_2 l^{-1} - 78.7% sat.) e estação seca de 1998 (6.74 mg O_2 l^{-1} - 89.9% sat.) foram, respectivamente, 20% , 25% e 28% menores que as médias para as mesmas estações do ano, em CG2, o qual não possui área alagada a montante.

De forma contrária, ao atingir o trecho médio do Projeto Rubro-Negra (RN2), as águas já atravessaram uma área alagada e entre este ponto e o trecho final do córrego (RN3), o perfil do relevo é, como já citado, acidentado com quedas abruptas formando pequenas cachoeiras. As médias da concentração de O_2 dissolvido, para RN3, na estação seca de 1997 (9.68 mg O_2 l^{-1} - 110.2% sat.), estação chuvosa de 1997/1998 (8.20 mg O_2 l^{-1} - 102.7% sat.) e estação seca de 1998 (8.68 mg O_2 l^{-1} - 100.8% sat.), foram 19.5%, 55% e 37% maiores que as concentrações médias para as mesmas estações do ano, em RN2, respectivamente.

Semelhante ao Projeto Rubro-Negra, o perfil do Córrego Alto tem um desnível, porém, menos acentuado, entre seu trecho médio (CA2) e trecho final (CA3). No entanto, ao contrário do Projeto Rubro-Negra aconteceu uma diminuição na concentração de O_2 dissolvido entre o trecho médio e trecho final. As concentrações médias de O_2 em CA3, na estação seca de 1997 (8.96 mg O_2 l^{-1} - 108.5% sat.) e estação chuvosa de 1997/1998 (7.88 mg O_2 l^{-1} - 101.3), foram 8% e 1% menores que a registrada em CA2, nas mesmas estações, respectivamente. Para a estação seca de 1998, a falta

de coletas em CA2, impediu a comparação. A diferença básica entre os trechos médios e finais do Projeto Rubro-Negra e Córrego Alto, é a existência da floresta ciliar no primeiro, a qual pelo efeito do sombreamento poderia diminuir a temperatura da água e permitir uma maior concentração de oxigênio dissolvido. Ao contrário, a ausência de cobertura florestal no último, permite que as águas se aqueçam e diminuam seu conteúdo de oxigênio dissolvido.

No Córrego São Mateus, entre o trecho médio (CS2) e o trecho final (CS3), não há desnível acentuado, nem áreas alagadas. Os valores das concentrações médias de O_2 dissolvido em CS3, nas chuvas de 1997/1998 (7.48 mg O_2 l^{-1}) e seca de 1998 (7.59 mg O_2 l^{-1} - 92.7% sat.), foram respectivamente, 21% e 22% maiores que as médias e observações em CS2, nas mesmas estações. Uma possível explanação para este aumento na concentração de oxigênio, a despeito da falta de quedas d'água, é a elevada velocidade da água neste trecho (causada pela retificação do canal), que faz com que o regime do fluxo seja turbulento, com maior dissolução de O_2 atmosférico na água.

Para testar a hipótese de haver uma diferença real entre as observações realizadas nas nascentes, trechos médios e trechos finais foi realizada ANOVA não - paramétrica (Kruskal & Wallis, 1952, in Zar, 1996). O resultado está resumido na Tabela 4.5. A abordagem não - paramétrica foi utilizada devido coeficiente de variação > 20%, encontrado para os valores da concentração e saturação de O_2, como mostrado nas Tabelas 4.6 e 4.7, que também mostram as médias, desvios padrões e faixas de variação de O_2 dissolvido.

Tabela 4.5 Sumário da ANOVA não - paramétrica (estatística H de Kruskal-Wallis), do efeito do ponto de coletas (nascente, trecho médio e trecho final), sobre o teor de O_2, em cada córrego. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	variável	n	GL	H	p
Projeto Córrego Grande	O_2 mg l^{-1}	26	2	10.326	0.0057*
	O_2 % sat.	26	2	6.906	0.0101*
Projeto Rubro-Negra	O_2 mg l^{-1}	28	2	11.298	0.0035*
	O_2 % sat.	28	2	13.922	0.0009*
Córrego Alto	O_2 mg l^{-1}	16	2	1.0257	0.5988
	O_2 % sat.	16	2	0.6728	0.7143
Córrego São Mateus	O_2 mg l^{-1}	17	2	11.308	0.0035*
	O_2 % sat.	17	2	11.294	0.0035*

Com exceção do Córrego Alto, houve diferenças significativas entre os valores de O_2 dissolvido amostrados nas nascentes, trechos médios e trechos finais, reforçando a hipótese da influência de características da paisagem (áreas alagadas e cachoeiras), sobre o teor de O_2.

Os coeficientes de variação dos valores observados nos trechos finais de cada córrego foram < 20%. Dessa forma, um teste de Tukey (com desigual número de observações) foi realizado para se detectar diferenças reais entre a % de saturação de O_2 na água exportada das bacias, ou seja, em nos trechos finais dos córregos, após as influências a montante (Tabela 4.8).

Tabela 4.6 Número de observações (n), média ($\overline{X}$), desvio Padrão (s) e variação (valor mínimo - valor máximo), para a concentração de oxigênio dissolvido (mg l^{-1}), nos córregos pesquisados, nas estações secas e chuvosa. Na última coluna da direita, é encontrado o coeficiente de variação para cada córrego, em todas as estações amostradas.

	Estação seca 1997		Chuvas 1997/1998		Estação seca 1998		
	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	CV (%)
Córrego Alto	4	8.98 ± 0.57 (8.35 - 9.65)	6	7.83 ± 0.22 (7.48 - 8.14)	6	8.63 ± 0.85 (7.65 - 10.08)	8.9
Córrego São Mateus	3	8.66 ± 0.32 (8.35 - 8.99)	9	6.89 ± 0.71 (5.86 - 7.66)	5	7.32 ± 0.82 (6.23 - 8.47)	12.7
Projeto Córrego Grande	4	8.69 ± 0.85 (7.80 - 9.60)	7	7.39 ± 1.57 (5.76 - 10.12)	15	8.40 ± 1.79 (5.68 - 11.92)	20.2
Projeto Rubro-Negra	4	9.42 ± 0.93 (8.10 - 10.24)	11	6.70 ± 1.52 (4.24 - 8.42)	13	7.01 ± 2.17 (1.61 - 9.14)	27.3

Tabela 4.7 Número de observações (n), média ($\overline{X}$), desvio Padrão (s) e variação (valor mínimo - valor máximo), para a saturação de oxigênio dissolvido (%), nos córregos pesquisados, nas estações secas e chuvosa. Na última coluna da direita, é encontrado o coeficiente de variação para cada córrego, em todas as estações amostradas.

	Estação seca 1997		Chuvas 1997/1998		Estação seca 1998		
	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	CV (%)
Córrego Alto	4	107.2 ± 4.8 (103.3 - 113.7)	6	97.3 ± 8.5 (80.8 - 104.8)	6	100.2 ± 7.2 (89.9 - 107.8)	7.8
Córrego São Mateus	3	105.4 ± 6.5 (98.8 - 111.8)	9	88.9 ± 9.1 (74.5 - 98.4)	5	89.7 ± 9.4 (77.7 - 101.4)	11.3
Projeto Córrego Grande	4	104.4 ± 9.5 (97.0 - 118.37)	7	92.8 ± 20.9 (71.4 - 132.0)	15	101.9 ± 21.0 (69.3 - 143.0)	19.6
Projeto Rubro-Negra	4	104.8 ± 12.6 (87.4 - 116.4)	11	83.6 ± 19.4 (53.7 - 105.0)	13	82.7 ± 24.4 (19.0 - 102.6)	25.4

Tabela 4.8 Sumário do teste de Tukey (desiguais números de observações), para as médias das % de saturação de O_2 dissolvido, nas estações seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e seca de 1998. Os números entre colchetes, correspondem, nas colunas, às medias, e nas linhas, ao respectivo córrego em uma das estações do ano. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

Ponto	Estação	{1} 106.6	{2} 110.3	{3} 102.7	{4} 92.7	{5} 102.2	{6} 96.3	{7} 89.9	{8} 99.6	{9} 78.7	{10} 100.2	{11} 108.5	{12} 101.3
RN3	seca 98 {1}		0.9060	0.9999	0.7962	1.0000	0.9912	0.3974	1.0000	0.0059*	1.0000	0.9762	1.0000
RN3	seca 97 {2}	0.9060		0.9820	0.2032	0.9703	0.5066	0.0798	0.8374	0.0008*	0.8815	1.0000	0.9384
RN3	chuvas {3}	0.9999	0.9820		0.4940	1.0000	0.8705	0.1723	0.9999	0.0019*	0.9999	0.9981	1.0000
CS3	seca 98 {4}	0.7962	0.2031	0.4940		0.9169	0.9995	0.9999	0.9912	0.2298	0.8425	0.3393	0.7105
CS3	seca 97 {5}	1.0000	0.9703	1.0000	0.9169		0.9975	0.6925	0.9999	0.0240*	1.0000	0.9960	1.0000
CS3	chuvas {6}	0.9912	0.5066	0.8705	0.9995	0.9975		0.9416	0.9052	0.0524	0.9960	0.6770	0.9892
CG3	seca 98 {7}	0.3974	0.7980	0.1723	0.9999	0.6925	0.9416		0.9999	0.5369	0.4527	0.1492	0.3158
CG3	seca 97 {8}	1.0000	0.8374	0.9999	0.9912	0.9999	0.9999	0.9052		0.0654	1.0000	0.9453	1.0000
CG3	chuvas {9}	0.0059*	0.0008*	0.0019*	0.2298	0.0240*	0.0524	0.5359	0.0654		0.0073*	0.0017*	0.0042*
CA3	seca 98 {10}	1.0000	0.8815	0.9999	0.8425	1.0000	0.9960	0.4527	1.0000	0.0073*		0.9962	1.0000
CA3	seca 97 {11}	0.9762	1.0000	0.9881	0.3393	0.9960	0.6970	0.1492	0.9453	0.0017*	0.9662		0.9875
CA3	chuvas (12}	1.0000	0.9384	1.0000	0.7105	1.0000	0.9892	0.3158	1.0000	0.0042*	1.0000	0.9875	

Na estação seca de 1997, não houve diferenças reais entre os trechos finais dos córregos.

Na estação chuvosa de 1997/1998, as médias em CA3 (101.3%) e em RN3 (102.7%) foram significativamente maiores que a média em CG3 (78.7%). Como CG3 e RN3, são trechos finais dos córregos florestais, esta diferença do primeiro, em relação a CA3 (trecho final de bacia agrícola), não se deveu ao uso do solo, e sim, como já comentado, à existência de elementos da paisagem, que interferem na concentração de O_2.

Na estação seca de 1998 não houve diferenças reais entre a saturação de oxigênio dissolvido, nos trechos finais dos córregos.

Para os córregos drenando bacias florestadas, a variação sazonal, não representou diferença significativa na saturação de O_2 dissolvido, ou seja, não houve influência da estação do ano (seca e chuva), sobre a saturação de O_2 na água produzida pela bacia. O mesmo efeito foi verificado nos córregos das bacias agrícolas, que não variaram significativamente a saturação de O_2, nos trechos finais, em função da estação do ano.

Apesar de não ter havido um efeito claro do uso do solo sobre as concentrações finais de O_2 na água, o comportamento dos valores da concentração de oxigênio dissolvido em RN1 (inferiores aos valores de CG1), notadamente a partir da estação chuvosa de 1997/1998, sugere um efeito da exploração florestal sobre a nascente, que não pôde ser percebido no trecho final do Projeto Rubro Negro.

Em meados de janeiro de 1998, iniciou-se a exploração florestal na bacia do Projeto Rubro Negro, com o alargamento das estradas dentro da bacia, para facilitar o acesso de pessoal e maquinaria. A exploração da madeira começou no mês seguinte pela parte sul da bacia, onde se localizam as nascentes.

Plotando-se os valores de % de saturação de oxigênio dissolvido, observados ao longo das datas de coletas em RN1, juntamente com os

valores observados em CG1 (que não sofreu qualquer tipo de perturbação) obtêm-se o gráfico mostrado na Figura 4.3.

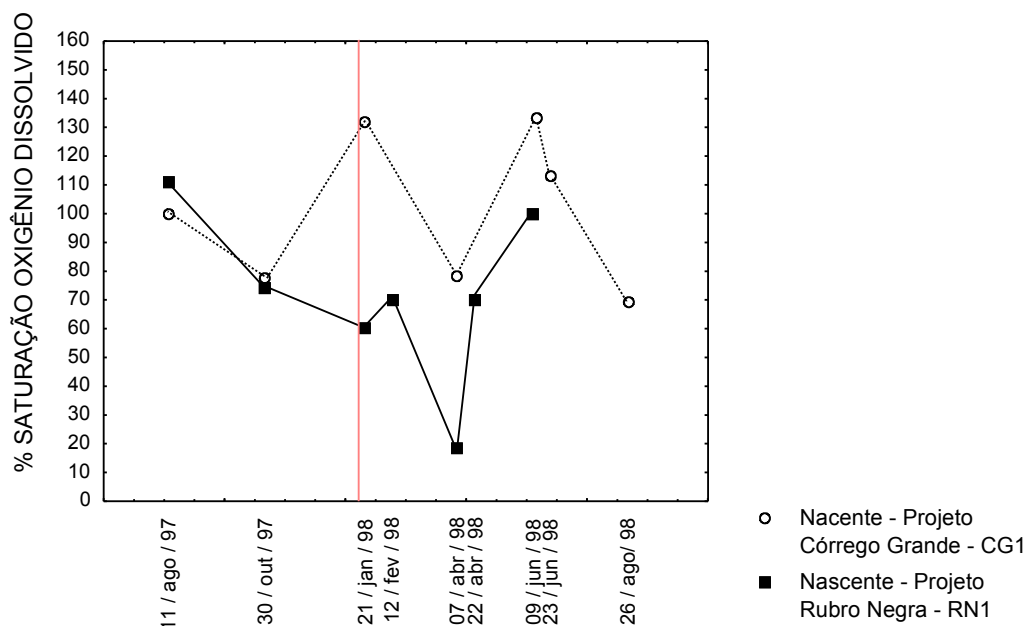



Figura 4.3 Comportamento da saturação (%de O_2 dissolvido), nos pontos próximos às nascentes do Projeto Rubro Negro (RN1) e Projeto Córrego Grande (CG1), em função da data de coleta. A linha vertical marca o início aproximado da exploração florestal na bacia do Projeto Rubro-Negra.

Entre agosto e outubro de 1997 a porcentagem de saturação em RN1 variou de 111% (10.24 mg O_2 l^{-1}) a 74.43% (6.03 mg O_2 l^{-1}), respectivamente. Neste mesmo intervalo, a saturação de O_2 dissolvido em CG1 variou entre 100.1% (9.2 mg O_2 l^{-1}) e 77.8% (6.37 mg O_2 l^{-1}), uma diferença pouco mais de 3 pontos percentuais em termos da saturação. Na coleta seguinte, realizada em 21 de janeiro de 1998, a água em CG1 estava supersaturada (132% - 10.12 mg O_2 l^{-1}), enquanto em RN1 a água estava com saturação igual a 60.7% (5.04 mg O_2 l^{-1}), ou seja, um déficit de 39.3%. Em 12 de fevereiro de 1998 ainda havia déficit de saturação em RN1, porém, o valor encontrado (70.3% - 5.73 mg O_2 l^{-1}) foi maior que o encontrado em 21 de janeiro. Não ouve coleta em CG1, durante fevereiro de 1998. Em 4 de abril de 1998, CG1 apresentou 78.6% de saturação (6.24 mg O_2 l^{-1}). Já em RN1, a saturação de O_2atingiu somente 19% (1.61 mg O_2 l^{-1}), significando um déficit de 81% na quantidade

máxima de oxigênio que a água poderia reter. No momento da coleta, 100% da sub-bacia de RN1 haviam sido exploradas, com entrada de galhos, folhas e outros restos de exploração na água a qual apresentava cor marrom - acinzentada devido ao revolvimento dos sedimentos. Tal perturbação possivelmente determinou um rápido consumo de oxigênio dissolvido no processo de decomposição de matéria orgânica levando à baixa saturação de O_2 encontrada.

As coletas posteriores indicaram uma recuperação na saturação de O_2 em RN1: em 22 de abril de 1998, 15 dias após o último registro, a saturação havia subido para 70% (5.73 mg O_2 l^{-1}); em 9 de junho a água estava saturada de O_2 (100% - 8.82 mg O_2 l^{-1}).Entretanto, este valor de 9 de junho, é inferior ao valor amostrado em CG1 (nascente inexplorada), três dias depois (130% - 10.90 mg O_2 l^{-1}).

A tendência declinante nas porcentagens de saturação em CG1 nos dias 23 de junho (113% - 9.26 mg O_2 l^{-1}) e 26 de agosto de 1998 (69.3% - 7.09 mg O_2 l^{-1}), não puderam ser comparadas às de RN1, pois, a partir da coleta de 23 de junho, RN1 não tinha vazão de água restando apenas uma poça, em rápido processo de evaporação. De fato, em 26 de agosto, não havia mais água na nascente do Projeto Rubro-Negra.

4.1.3 pH.

Foi de 3.33 unidades a variação do pH em todas as coletas realizadas. O maior valor (8.09) foi observado no trecho médio do Córrego Alto (CA2), durante as chuvas de 1997/1998, enquanto o menor valor (4.76) foi registrado no trecho médio do Projeto Rubro-Negra (RN2) na seca de 1998 (Figura 4.4).

Para os córregos drenando bacias florestais, houve uma redução nos valores mínimos e máximos de pH nos pontos próximos às nascentes, em função da estação do ano.

Na estação seca de 1997, o valor do pH observado em CG1 (nascente do Projeto Córrego Grande) foi igual a 7.20. Muito próximo, portanto,

de 7.25, que foi o valor observado na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1).

Nas chuvas de 1997/1998, a diferença entre o valor máximo (7.28) e mínimo (6.60), em CG1 foi igual a 0.68 unidade de pH, enquanto que em RN1 esta diferença foi igual a 1.64, computada entre os valores máximo (7.45) e mínimo (5.81) de pH naquele ponto.

Na estação seca de 1998, o valor máximo de pH observado em CG1 (6.36), foi inferior ao valor mínimo da estação chuvosa e 0.84 unidade menor que o valor mínimo (5.52) observado para este ponto, nesta mesma época do ano. Já RN1 apresentou uma variação (1.09 unidade de pH), novamente superior à variação de CG1, além de valores máximo (6.15) e mínimo (5.06) inferiores à CG1. Ou seja, a nascente do Projeto Rubro-Negra apresentou as maiores oscilações de pH, com valores em sua maioria, inferiores aos registrados em CG1.

Os Valores de pH nas nascentes dos córregos das áreas agrícolas foram sempre superiores aos valores observados nas nascentes dos córregos drenando florestas. A nascente do Córrego Alto (CA1), variou entre pH 7.45 (estação seca de 1997) e 7.95 (chuvas 1997/1998), enquanto a observação realizada na nascente do Córrego alto (CA1), na estação seca de 1997, registrou valor igual a 7.70.

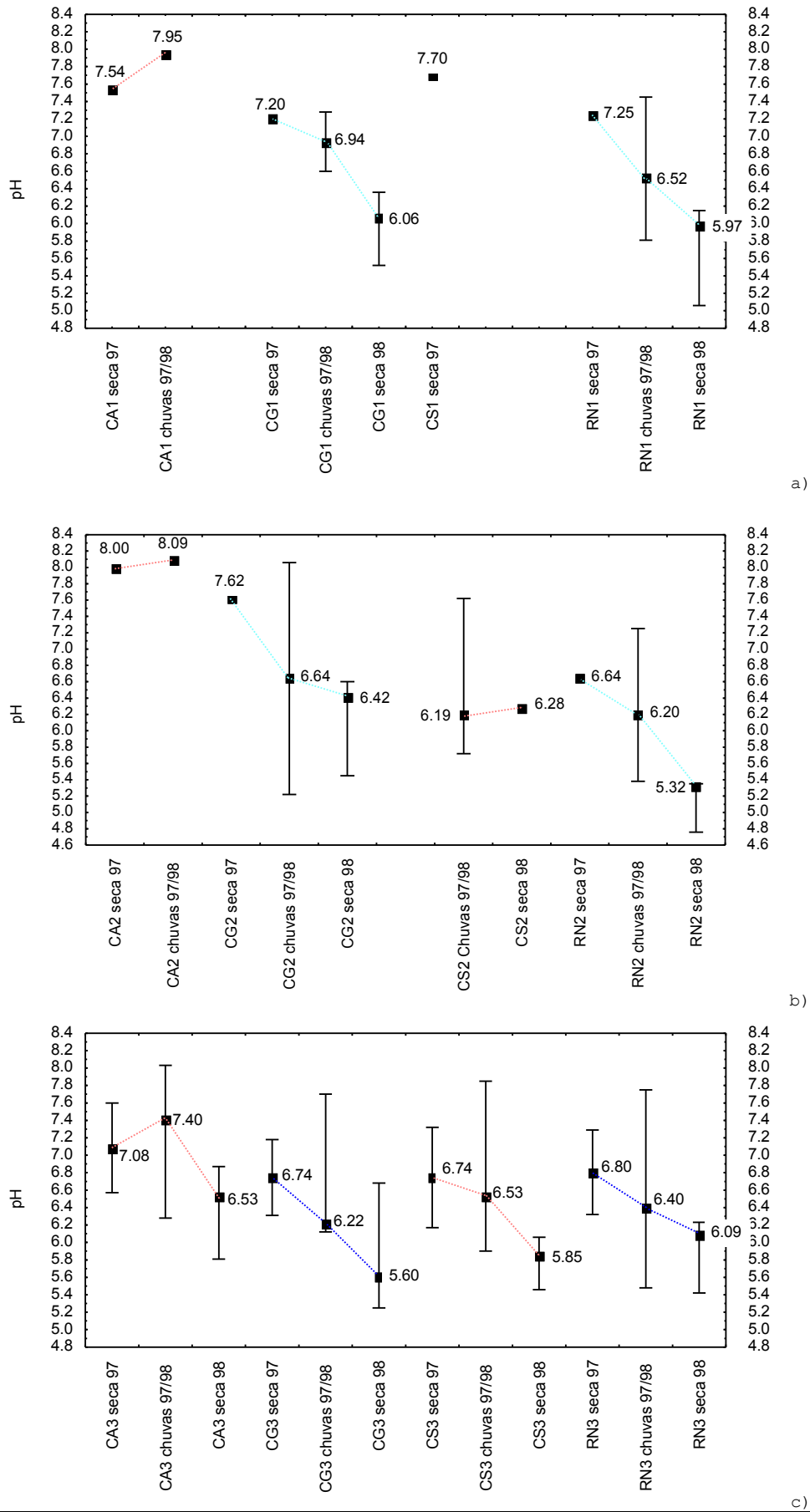



Figura 4.4. pH nos trechos: a)próximos às nascentes; b) médios e c) finais, nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as medianas (■) ou observações em córregos drenando bacias agropastoris e florestais.

Nos trechos médios dos córregos florestais manteve-se a tendência de redução nos valores máximo e mínimo para o pH em função do tempo. No trecho médio do Projeto Córrego Grande (CG2), o valor observado na estação seca de 1997 (7.62) foi superior ao valor observado para o trecho médio do Projeto Rubro-Negra (RN2) (6.64).

Em CG2, na estação chuvosa de 1997/1998, computou-se a maior variação de pH (2.84), observada durante toda a pesquisa entre os valores máximo (8.06) e mínimo (5.22). O valor máximo foi observado na primeira coleta realizada no período chuvoso, o que pode significar o efeito da lixiviação de bases, da atmosfera e solo, para o corpo d'água. Tal efeito tende a diminuir exponencialmente com o aumento do número de precipitações, à medida que se avança na estação chuvosa (Likens & Boormam, 1996). Para RN2, a variação entre os valores observados de pH foi menor em relação a CG2, ficando em 1.87 (7.45 - 5.81) e superior ao valor da variação observada na nascente (RN1) também na estação chuvosa.

Na estação seca de 1998, a variação dos valores de pH diminuiu em CG2, ficando em 1.45 unidade de pH. Os valores máximos (6.60) e mínimos (5.45) observados em CG2 nesta estação foram superiores ao valor máximo (5.25) e mínimo (4.76), observados em RN2, também na estação seca de 1998.

Para o trecho médio do Córrego Alto, os valores das observações de pH, estiveram entre 8.00 (estação seca de 1997) e 8.09 (estação chuvosa de 1997/1998). Desse modo, foram diferentes em menos de 0.1 unidade de pH, do valor máximo observado para as bacias florestadas. No trecho médio do Córrego São Mateus (CS2), a variação de pH na estação chuvosa de 1997/1998, foi igual a 1.90 semelhante, portanto,à variação encontrada em RN2, também nas chuvas, e que foi igual a 1.87. O valor de pH observado na seca de 1998 (6.28) foi superior ao valor máximo, em RN2 e inferior ao valor máximo em CG2, nesta mesma estação.

O valores de pH nos trechos finais mostram a tendência de aumento na variação, com aumento dos valores máximos e diminuição dos valores mínimos nas chuvas de 1997/1998 em relação à estação seca de 1997.

Na estação seca de 1997 nos córregos florestais, a variação entre valores máximo e mínimo de pH, para os trechos finais do Projeto Córrego Grande (CG3) e Projeto Rubro-Negra (RN3) foi igual a 0.87 e 0.97 unidade de pH, respectivamente. Os valores máximo (7.18) e mínimo (6.31) em CG2 foram inferiores aos de RN3 que variou seu pH entre 7.29 e 6.32. Já para os córregos agrícolas, a variação na estação seca de 1997 correspondeu a 1.03 (máximo de 7.60 e mínimo de 6.57) e 1.15 (7.32 - 6.17) nos trechos finais do Córrego Alto e São Mateus, respectivamente.

Na estação chuvosa de 1997/1998 a maior variação para os trechos finais (2.27 unidades de pH) foi encontrada entre o máximo (7.75) e o mínimo (5.48) de RN3. A menor variação, com valor igual a 1.58, resultado da diferença entre os valores 7.70 e 6.12 para esta estação foi encontrada em CG3. Nos córregos agrícolas, CS3, com variação igual 1.95, superou CA3 que teve variação igual a 1.75. Este último ponto registrou o maior valor de pH para a estação chuvosa (8.03), enquanto CS3 registrou o segundo maior (7.85). O valor mínimo de CA3 (6.28) foi o maior valor entre os mínimos, para toda estação chuvosa, sendo que o valor mínimo de CS3 foi igual a (5.90).

Na estação seca de 1998 houve redução geral nos valores de pH, com os valores máximos abaixo de 6.9 e valores mínimos abaixo de 5.9. Nos córregos florestais, os valores máximos foram iguais a 6.68 e 6.23, em CG3 e RN3, respectivamente. Para as bacias agrícolas, os valores máximos foram iguais a 6.87 (CA3) e 6.06 (CS3). Os valores mínimos dos córregos florestais - 5.25 e 5.42, observados em CG3 e RN3, respectivamente - foram inferiores aos valores mínimos observados em CA3 (5.81) e CS3 (5.46).

Segundo os resultados de ANOVA não - paramétrica (Kruskal & Wallis, 1952, <u>in</u> Zar, 1996) não houve diferenças significativas (Tabela 4.9), entre os valores de pH, em função do ponto de coleta, dentro de cada córrego.

Tabela 4.9 Sumário da ANOVA não - paramétrica (estatística H de Kruskal-Wallis) do efeito do ponto de coletas (nascente, trecho médio e trecho final), sobre o pH. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	n	GL	H	p
Projeto Córrego Grande	26	2	0.627	0.7309
Projeto Rubro-Negra	28	2	4.417	0.1098
Córrego Alto	16	2	5.449	0.0637
Córrego São Mateus	17	2	2.427	0.2972

Agruparam-se os valores de pH amostrados nas bacias florestadas e bacias agrícolas em cada estação e procedeu-se ao teste de Mann - Whitney (1952), citados em Zar (1996), com os resultados apresentados na Tabela 4.10

Tabela 4.10. Resultados do teste de Mann-Whitney, bicaudal para os valores de pH amostrados nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas em com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	67	291	255
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	53	270	525
número de observações - Bacias agrícolas.	7	15	11
número de observações - Bacias florestais.	8	18	28
U	17	99	119
Z ajustado	1.273	1.3016	1.092
p	0.2030	0.1931	0.2747

Os resultados acima sugerem que não houve efeito do uso do solo sobre o pH em nenhuma das estações amostradas. MacDonald *et alli*. (1991) cita que os poucos estudos sobre efeito de atividades florestais sobre o pH de rios de menor ordem indicam que esta variável é pouco sensível às atividades de manejo.

No entanto, a queda brusca dos valores de pH no trecho médio do Projeto Rubro Negro (RN2) durante a estação seca de 1998 em relação ao trecho médio do Projeto Córrego Grande (CG2), sugere algum efeito de atividades de exploração florestal (e.g. alargamento de estradas e corte de árvores), sobre a qualidade das águas. Outro fator a ser considerado na análise dos resultados para RN2 foi a deposição de escória siderúrgica sobre o córrego entre 07 e 22 de abril de 1998 cobrindo-lhe todo o leito para facilitar a passagem de veículos. Na Figura 4.5 são mostrados os comportamentos do pH para RN2 e CG2 em função das datas de coletas.

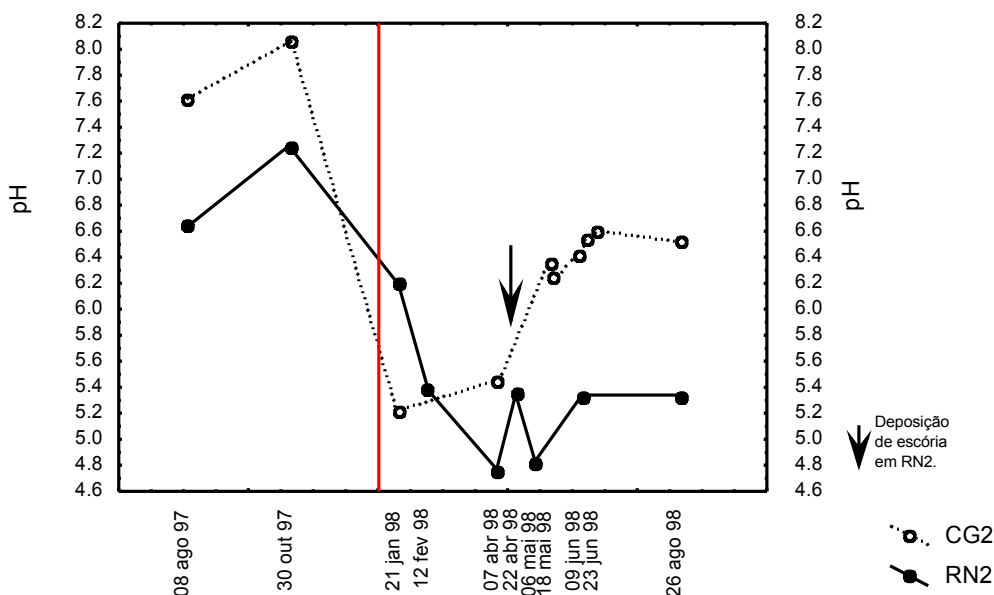



Figura 4.5 Evolução dos valores observados de pH, em função da data de coleta, nos trechos médios do Projeto Córrego Grande (CG2) e Projeto Rubro-Negra (RN2). A seta indica a deposição de escória siderúrgica, enquanto a linha vertical indica o início da exploração florestal, ambos em RN2.

Tanto CG2 quanto RN2 experimentaram um aumento em seus valores de pH entre agosto (estação seca) e outubro de 1997 (estação chuvosa). CG2 passou de 7.62 para 8.06 (incremento de 0.42 unidade), enquanto RN2 elevou-se de 6.64 para 7.25 (incremento de 0.61 unidade).

Entre o início das atividades de exploração em meados de janeiro de 1998 e a coleta de 07 de abril do mesmo ano o pH em RN2 reduziu-se de 6.20 (21 de Janeiro) para 5.38 (12 de fevereiro) e finalmente atingiu 4.76 em 07 de abril de 1998, quando a exploração a montante estava sendo conduzida ininterruptamente. No mesmo período, o pH em CG2 variou entre 5.22 (21 de Janeiro) e 5.45 (07 de abril).

Entre 07 e 22 de abril de 1998, houve a deposição de escória siderúrgica em RN2. Na coleta de 22 de abril, o pH neste ponto registrou valor mais elevado (5.35) que em 07 de abril, tornando a cair em 06 de maio de 1998 (4.82). Houve a estabilização dos valores de pH em RN2 nas coletas de 06 de junho e 26 de agosto de 1998, com valores observados de 5.33 e 5.32, respectivamente.

Para CG2, na coleta posterior a 07 de abril (18 de maio 1998), o pH elevou-se para 6.35. A partir daí, variou entre 6.25 (20 de maio) e 6.60 (23 de junho), com valores intermediários de 6.52 (26 de agosto), 6.42 (09 de junho) e 6.54 (15 de junho).

Tais resultados sugerem que a exploração florestal a montante de RN2, influenciou o comportamento do pH da água, levando-o à uma tendência de queda entre janeiro e abril e à estabilização em uma faixa (5.32 a 5.33) inferiores àqueles observados em CG2, onde a partir de 07 de abril, o pH, se elevou e estabilizou entre 6.25 a 6.60.

Uma das possíveis razões para esta diminuição do pH, em RN2 é o aumento da concentração de ácidos orgânicos e aumento na demanda de oxigênio (com conseqüente liberação de CO_2) promovidos pela decomposição de restos da exploração florestal de Eucalyptus grandis lançados próximos aos cursos d'água (Peters et al., 1976, *in* MacDonald, 1991).

Com o propósito de determinar-se o efeito da escória sobre o pH da água, nas coletas de 22 de abril, 06 de maio e 12 de junho de 1988 em RN2, foi observado o pH a montante e a jusante da deposição. Em 22 de abril, a diferença entre o pH a montante (5.34) e a jusante (5.35) do leito de escória foi de 0.01 unidade de pH. Em 06 de maio, o valor do pH a montante (4.86), ficou muito próximo do valor a jusante (4.88), com uma diferença de 0.02 unidade de pH. Na coleta de 12 de junho, os valores a montante (5.33) e a jusante (5.34), também apresentaram pequena variação. Segundo o teste de Mann-Whitney, não houve diferença significativa ($P \leq 0.05$) para os valores de pH observados antes e depois da passagem da água pela escória siderúrgica.

4.1.4 Alcalinidade total.

Os valores de alcalinidade total para toda a pesquisa variaram entre 0.03 mmol l^{-1} (amostrado na nascente do Córrego São Mateus (CS1) durante a estação seca de 1997) e 0.93 mmol l^{-1}, amostrado no trecho final do mesmo córrego (CS3), na estação seca de 1998. Para os córregos florestais, a variação foi menor: 0.04 a 0.83 mmol l^{-1}, amostrados no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3 - chuvas 1997/1998) e trecho final do Projeto Córrego Grande (CG3 - estação seca de 1998), respectivamente.

Para os córregos florestais, a média ± desvio padrão de todas as observações, foi igual 0.31 mmol l^{-1} ± 0.21 mmol l^{-1}. Nos córregos agrícolas, estes valores foram iguais a 0.37 mmol l^{-1} ± 0.23 mmol l^{-1}. As variações espaciais e temporais nos valores da alcalinidade total estão mostradas na Figura 4.6.

A tendência que se apresentou mais claramente para todos os ambientes foi a de uma redução dos valores médios da alcalinidade total na estação chuvosa de 1997/1998, em relação aos valores médios das estações secas de 1997 e 1998.

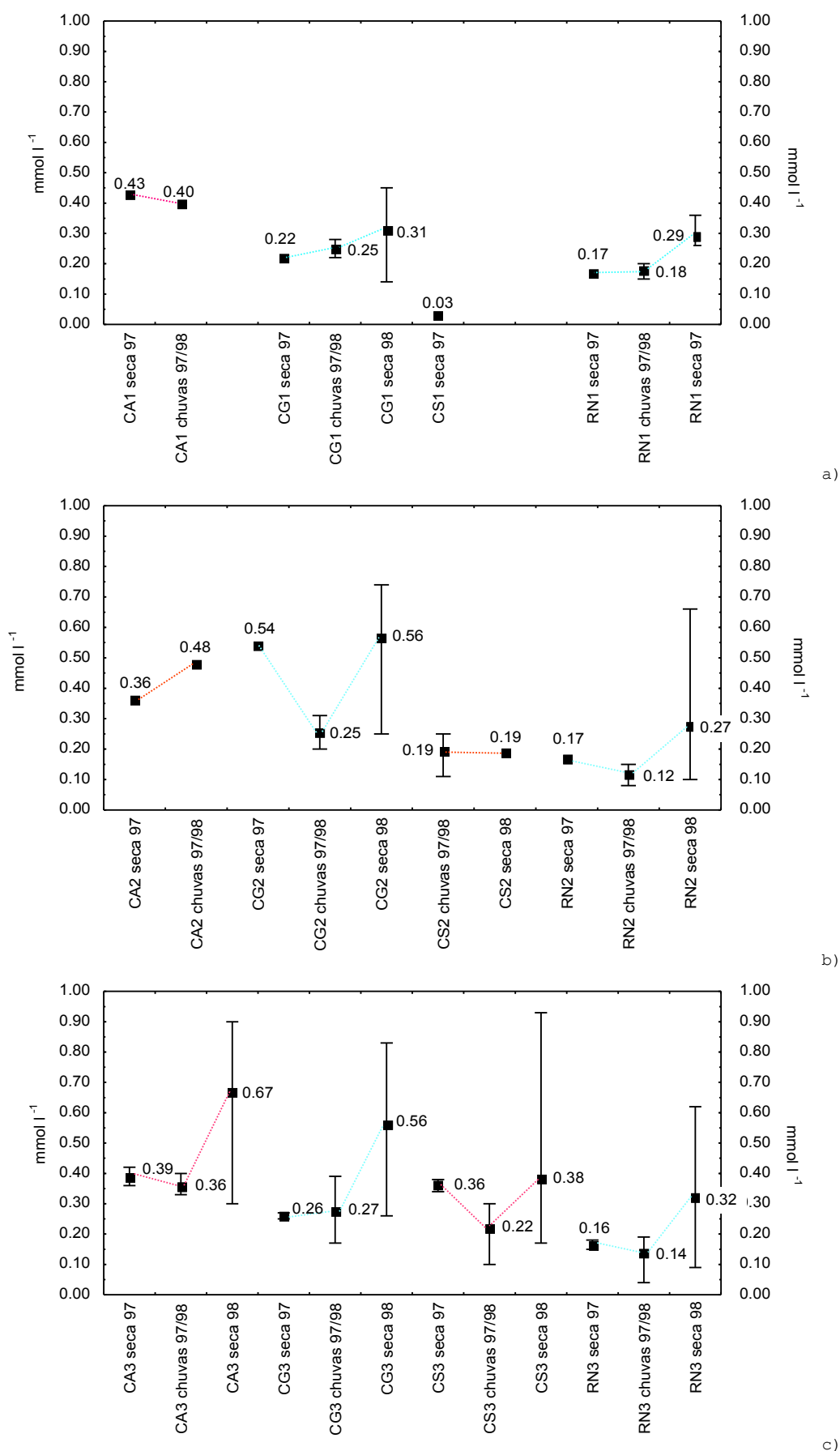



Figura 4.6. Valores de alcalinidade total (mmol l^{-1}) nos trechos: a)próximos às nascentes; b) médios e c) finais nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as médias (■) ou observações em córregos agrícolas e florestais.

Para a nascente do Projeto Córrego Grande (CG1) durante o período seco de 1998, a variação entre os valores máximo (0.45 mmol l^{-1}) e mínimo (0.14 mmol l^{-1}) da alcalinidade total foi igual a 0.31 mmol l^{-1}. Maior portanto, que a variação entre o valor máximo (0.28 mmol l^{-1}) e o mínimo (0.12 mmol l^{-1}), para o período chuvoso, que foi igual a 0.16 mmol l^{-1}. Da mesma forma, a média para o período seco de 1998 (0.31 mmol l^{-1}), foi superior à média do período chuvoso (0.25 mmol l^{-1}). O valor da alcalinidade total, observado no período seco de 1997 (0.22 mmol l^{-1}), esteve dentro da faixa de variação do período seco de 1998.

Os valores médios da alcalinidade total calculados para a nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1), tanto no período chuvoso de 1997/1998 (0.18 mmol l^{-1}) quanto no período seco de 1998 (0.29 mmol l^{-1}) foram inferiores àqueles calculados para CG1. Também foram inferiores em RN1, quando comparados a CG1, a variação entre máximos em (0.20 mmol l^{-1}) e mínimos (0.15 mmol l^{-1}), no período chuvoso de 1997/1998 e período seco de 1998 (0.36 mmol l^{-1} - 0.26 mmol l^{-1}).

Os valores de alcalinidade total, amostrados próximos às nascentes dos córregos agrícolas apresentaram uma variação de 0.40 mmol l^{-1}, durante o período seco de 1997, correspondendo à diferença entre 0.43 (nascente do Córrego Alto - CA1) e 0.03 (nascente do Córrego São Mateus - CS1). No período chuvoso de 1997/1998, a alcalinidade observada em CA1, foi igual a 0.40 mmol l^{-1}.

Em CG2 o valor médio da alcalinidade total nas chuvas (0.25 mmol l^{-1}) foi menos da metade dos valores médios observados na seca de 1998 (0.56 mmol l^{-1}) e seca de 1997 (0.54 mmol l^{-1}). Os valores de médios (e variações) para RN2 foram inferiores àqueles amostrados em CG2, sendo iguais a 0.12 mmol l^{-1} (0.10 mmol l^{-1} - 0.06 mmol l^{-1}) e 0.27 mmol l^{-1} (0.66 mmol l^{-1} - 0.10 mmol l^{-1}). Nas chuvas na estação seca de 1998, respectivamente. Também o valor da coleta realizada na seca de 1997 (0.17 mmol l^{-1}) foi inferior ao valor amostrado em CG2, no mesmo período.

Nos córregos agrícolas os valores de alcalinidade total amostrados para o trecho médio do Córrego Alto (CA2) sugerem águas mais bem tamponadas que as do trecho médio do Córrego São Mateus (CS2).

Na estação chuvosa de 1997/1998 a alcalinidade total em CS2 variou entre 0.11 mmol l^{-1} - 0.25 mmol l^{-1}, com média igual a 0.19 mmol l^{-1}, enquanto o valor amostrado em CA2 (0.48 mmol l^{-1}) foi quase o dobro do valor máximo em CS2.

Na estação seca de 1998 não foi possível a coleta em CA2, porém, houve uma coleta em CS2, cujo valor foi de 0.19 mmol l^{-1}. Este valor foi inferior àquele amostrado no mesmo ponto durante a estação seca de 1997 (0.36 mmol l^{-1}).

Com exceção do Projeto Córrego Grande os trechos finais dos ambientes pesquisados mostraram diminuição dos valores médios da alcalinidade total durante a estação chuvosa. Além disso, todos os valores médios e faixas de variação na estação seca de 1998 foram superiores àquelas calculadas para a estação seca de 1997.

As médias para a estação seca de 1997 foram mais elevadas nos trechos finais dos córregos agrícolas. Para o final do Córrego Alto (CA3) a média foi igual a 0.39 mmol l^{-1}, enquanto que o final do Córrego São Mateus (CS3) apresentou média igual a 0.36 mmol l^{-1}.

A estação chuvosa de 1997/1998 apresentou médias iguais a 0.36 e 0.22 mmol l^{-1} em CA3 e CS3, respectivamente. Os valores na seca de 1998 foram iguais a 0.67 (CA3) e 0.56 (CS3). No trecho final do Projeto Córrego Grande (CG3), os valores médios da alcalinidade total foram iguais a 0.26 mmol l^{-1} (estação seca de 1997), 0.27 mmol l^{-1} (estação chuvosa de 1997/1998) e 0.56 mmol l^{-1} (estação seca de 1998). No trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), os valores médios foram menores que os calculados em CG3, tanto para a estação seca de 1997 (0.16 mmol l^{-1}), quanto para as estações chuvosa de 1997/1998 (0.14 mmol l^{-1}), e seca de 1998 (0.32 mmol l^{-1}).

Os trechos finais dos córregos agrícolas também mostraram maiores variações entre valores máximos e mínimos em relação aos trechos finais dos córregos florestais. As variações mais expressivas ocorreram na estação seca de 1998, quando em CS3 (trecho final do Córrego São Mateus), a alcalinidade total variou entre 0.93 mmol l^{-1} e 0.17 mmol l^{-1}, ou seja, uma diferença de 0.76 mmol l^{-1}. O trecho final do Córrego Alto (CA3) mostrou a segunda maior variação: 0.60 mmol l^{-1}, resultado da diferença entre 0.90 mmol l^{-1} e 0.30 mmol l^{-1}. Também na estação seca de 1998, as variações entre valores máximos e mínimos da alcalinidade total, foram superiores às das outras estações. Nos trechos finais dos Projetos Córrego Grande e Rubro-Negra, foram iguais a 0.57 mmol l^{-1} (0.83 mmol l^{-1} - 0.26 mmol l^{-1}) e 0.53 mmol l^{-1} (0.62 mmol l^{-1} e 0.09 mmol l^{-1}), respectivamente.

Nas chuvas de 1997/1998, a maior faixa de variação foi registrada em CG3 (0.39 mmol l^{-1} - 0.17 mmol l^{-1}) e a menor, em CA3 (0.07 mmol l^{-1}). As faixas de variações em RN3 (0.19 mmol l^{-1} - 0.04 mmol l^{-1}) e CS3 (0.30 mmol l^{-1} - 0.10 mmol l^{-1}). Na estação seca de 1997, as diferenças entre máximos e mínimos, foram menores que as registradas na estação seca de 1998, sendo iguais 0.02 (CG3), 0.03 (RN3), 0.04 (CS3) e 0.06 (CA3).

Uma análise não paramétrica (Kruskal - Wallis, 1952, in Zar, 1996) revelou não haver diferenças espaciais significativas, ou seja, não há diferenças reais entre os valores da alcalinidade total, amostrados nas nascentes, trechos médios e trechos finais dos córregos (Tabela 4.11).

Tabela 4.11 Sumário da ANOVA não - paramétrica (estatística H de Kruskal-Wallis), do efeito do ponto de coletas (nascente, trecho médio e trecho final), sobre a alcalinidade total. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	n	GL	H	p
Projeto Córrego Grande	26	2	4.126	0.1271
Projeto Rubro-Negra	28	2	3.133	0.2088
Córrego Alto	16	2	0.162	0.9222
Córrego São Mateus	17	2	3.934	0.1399

Tal resultado sugere que elementos da paisagem, tais com área alagadas não influenciaram significativamente a alcalinidade total dentro de cada bacia.

Considerando-se cada bacia como uma única unidade amostral, calculou-se a média, desvio padrão e coeficiente de variação para a alcalinidade total, em cada uma delas nas estações seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e seca de 1998 (Tabela 4.12).

O coeficiente de variação em cada um dos córregos foi superior a 20%, sugerindo uma distribuição diferente da normal. Uma comparação entre os valores das kurtosis indicaram que nenhuma delas provinha de populações com distribuição normal.

Os valores de alcalinidade total foram então agrupados de acordo com o uso do solo nas bacias de captação dos córregos e submetidos ao teste não - paramétrico de Mann-whitney. Os resultados encontrados (Tabela 4.13) indicam que nas estações secas de 1997 e 1998, não houve diferença significativa entre os valores de alcalinidade total das águas dos córregos drenando bacias agrícolas e bacias florestais. No entanto, houve diferença significativa nas chuvas de 1997/1998, com os córregos de bacias agrícolas, possuindo maior alcalinidade total.

Tabela 4.12. Número de observações (n), média ($\overline{X}$), desvio Padrão (s) e variação (valor mínimo - valor máximo), para os valores de alcalinidade total (mmol l^{-1}), nos córregos pesquisados, nas estações secas e chuvosa. Na última coluna da direita, é encontrado o coeficiente de variação (%) dos valores amostrados, para cada córrego, nas três estações pesquisadas.

	Estação seca 1997		Chuvas 1997/1998		Estação seca 1998		CV
	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	n	$\overline{X} \pm s$ (variação)	(%)
Córrego Alto	5	0.43 ± 0.04 (0.10 - 1.14}	7	0.38 ± 0.05 (0.33 - 0.48)	7	0.67 ± 0.26 (0.30 - 0.90)	42.5
Córrego São Mateus	3	0.25 ± 0.19 (0.03 - 0.38)	9	0.21 ± 0.07 (0.10 - 0.30)	5	0.34 ± 0.33 (0.17 - 0.93)	75.9
Projeto Córrego Grande	4	0.32 ± 0.14 (0.22 - 0.54)	7	0.26 ± 0.07 (0.17 - 0.39)	15	0.50 ± 0.24 (0.14 - 0.83)	53.6
Projeto Rubro-Negra	4	0.17 ± 0.01 (0.15 - 0.18)	11	0.14 ± 0.05 (0.04 - 0.20)	13	0.22 ± 0.11 (0.09 - 0.66)	69.6

Tabela 4.13. Resultados do teste de Mann-Whitney , para os valores de alcalinidade total, amostrados nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*, são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	70	325	255.5
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	50	236	524.5
número de observações - Bacias agrícolas.	7	15	11
número de observações - Bacias florestais.	8	18	28
U	14	65	118.5
Z ajustado	1.6202	2.5309	1.1080
p	0.1046	0.0112*	0.2675

4.1.5 Condutividade elétrica.

O trecho médio do Córrego Alto (CA2) na estação chuvosa de 1997/1998 registrou o maior valor para condutividade elétrica da água em toda a pesquisa: 42.2 µS cm^{-1}. Também nas chuvas foi registrado no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), o menor valor (9.5 µS cm^{-1}) para a condutividade elétrica em todas as coletas.

Para os córregos agrícolas os valores de condutividade elétrica em todas as coletas variaram entre 14.9 e 42.2 µS cm^{-1}, com média ± desvio padrão iguais a 27.9 µS cm^{-1} ± 6.5 µS cm^{-1}. Nos córregos florestais, as observações ficaram entre 9.5 e 40 µS cm^{-1} (19.8 µS cm^{-1} ± 7.9 µS cm^{-1}). As variações temporais e espaciais dos valores de condutividade elétrica estão mostradas na Figura 4.7.

O Córrego Alto, desde as observações realizadas próximas à sua nascente, até seu trecho final, tendeu a apresentar valores mais elevados de condutividade elétrica, seguido pelo Projeto Córrego Grande, Córrego São Mateus e por último, o Projeto Rubro Negro.

Nas coletas próximas das nascentes, os maiores valores foram observados no Córrego Alto (CA1), tanto na estação seca de 1997 (35.8 µS cm^{-1}) quanto nas chuvas de 1997/1998 (36.8 µS cm^{-1}). A outra observação (14.9 µS cm^{-1}) em nascente de córrego agrícola, realizada no Córrego São Mateus (CS1) durante a estação seca de 1997, foi cerca de três vezes e meia inferior à observação realizada em CA1, na mesma estação. Para as nascentes dos córregos florestais, a estação chuvosa exibiu valores médios mais elevados que a estação seca de 1998. Em (CG1), as médias das chuvas (24.3 µS cm^{-1}) e da estação seca de 1998 (17.2 µS cm^{-1}) foram superiores àqueles encontrados em RN1, tanto nas chuvas (18.2 µS cm^{-1}) quanto na estação seca de 1998 (16.2 µS cm^{-1}).

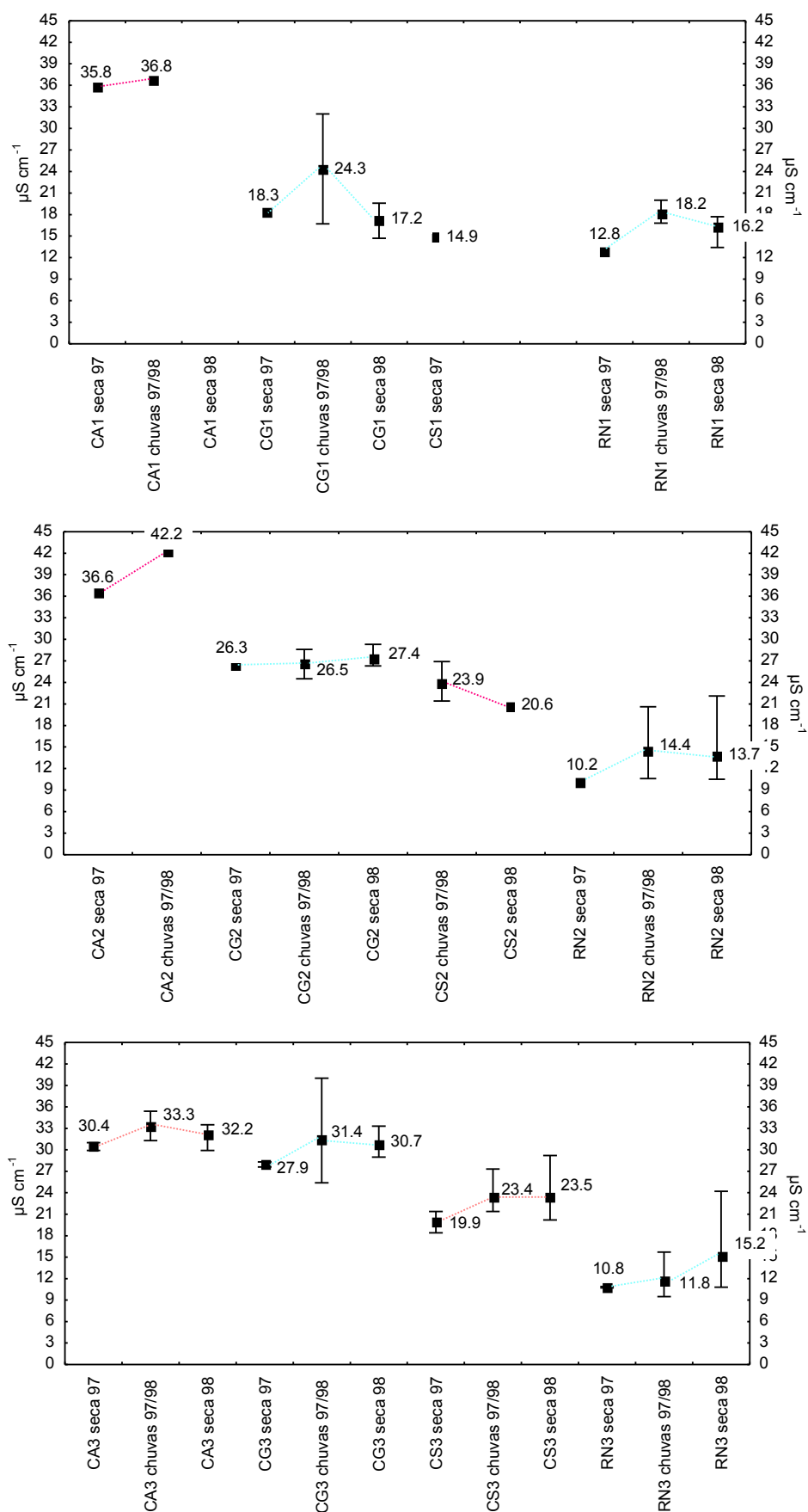



Figura 4.7. Valores de condutividade elétrica (µS cm^{-1}) nos trechos: a)próximos às nascentes; b) médios e c) finais nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as médias (■) ou observações em córregos agrícolas e florestais.

A maior diferença (15.3 µS cm^{-1}) entre máximos e mínimos nas coletas próximas às nascentes foi encontrada em CG1, durante a estação chuvosa, quando os valores variaram entre 16.7 e 32.0 µS cm^{-1}. RN1, também na estação chuvosa apresentou a menor variação (3.2 µS cm^{-1}), com valor máximo e mínimo iguais a 20.0 e 16.8 µS cm^{-1}, respectivamente. Na estação seca de 1998, novamente houve maior variação em CG1 (4.9 µS cm^{-1}), embora com valor máximo (19.6 µS cm-1) e mínimo (14.7 µS cm-1), menor que os registrados nas chuvas. A variação em RN1 na estação seca de 1998, por sua vez, aumentou cerca de 1 µS cm^{-1}, em relação àquela registrada nas chuvas, passando para 4.3 µS cm^{-1}, também com diminuição nos valores máximo (17.7 µS cm^{-1}) e mínimo (13.4 µS cm^{-1}) da condutividade elétrica.

Para os trechos médios, o Córrego Alto (CA2), apresentou os maiores valores na seca de 1997 (36.6 µS cm^{-1}) e chuvas de 1997/1998 (42.2 µS cm^{-1}). O trecho médio do Córrego São Mateus (CS2), apresentou na estação chuvosa um valor médio (23.9 µS cm^{-1}) superior à média de RN2 e inferior à media do Projeto Córrego Grande (CG2) para mesma estação. Neste último, praticamente não houve variação entre o valor observado na estação seca de 1997 (26.3 µS cm^{-1}) e as médias nas chuvas (26.5 µS cm^{-1}) e seca de 1998 (27.4 µS cm^{-1}). Já para RN2, o valor observado na estação seca de 1997 (10.2 µS cm^{-1}) esteve abaixo do mínimo amostrado na estação chuvosa (10.6 µS cm^{-1}), cuja média (14.4 µS cm^{-1}), foi pouco superior àquela da estação seca de 1998 (13.7 µS cm^{-1}).

As maiores variações entre máximo e mínimo nos trechos médios, ocorreram em RN2, com variações de 10 µS cm^{-1} (20.6 µS cm^{-1} - 10.6 µS cm^{-1}) durante as chuvas e 11.6 µS cm^{-1} (22.1 µS cm^{-1} - 10.5 µS cm^{-1}) na estação seca de 1998. Para CG2, a variação foi menor, com os valores máximos (28.6 µS cm^{-1} e 29.3 µS cm^{-1}) e mínimos (24.5 µS cm^{-1} e 26.3 µS cm^{-1}), variando entre 4.1 µS cm^{-1} e 3.0 µS cm^{-1}, nas chuvas e seca de 1998, respectivamente. CS2, em área agrícola, teve uma variação intermediária, - entre 26.9 µS cm^{-1} e 21.4 µS cm^{-1}, representando uma diferença de 5.5 µS cm^{-1}.

Nos trechos finais, exceto para o trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), houve a tendência de elevação das médias de condutividade elétrica, na estação chuvosa, em relação às médias das estações secas.

Na estação seca de 1997, as médias variaram entre 30.4 μS cm^{-1} (trecho final do Córrego Alto - CA3), 27.9 μS cm^{-1} (trecho final do Projeto Córrego Grande - CG3), 19.9 μS cm^{-1} (trecho final do Córrego São Mateus - CS3) e 10.8 μS cm^{-1} (trecho final do Projeto Rubro-Negra).

Nas chuvas os valores médios foram iguais a 33.3 μS cm^{-1} (CA3), 31.4 μS cm^{-1} (CG3), 23.4 μS cm^{-1} (CS3) e 11.8 μS cm^{-1} (RN3).

Para a estação seca de 1998, houve a diminuição nos valores médios de CA3 (32.2 μS cm^{-1}) e CG3 (30.7 μS cm^{-1}), embora tenham estas médias tenham ficado acima das médias da estação seca de 1997. Em CS3, o valor da média da estação seca de 1998 (23.5 μS cm^{-1}), foi praticamente o mesmo da média das chuvas.

O trecho final do Córrego Alto (CA3) exibiu as menores variações entre valores máximos e mínimos de condutividade elétrica amostrados durante as chuvas (1.1 μS cm^{-1}) e na estação seca de 1998 (3.6 μS cm^{-1}), quando variou de 31.0 a 29.9 μS cm^{-1} e de 33.5 a 29.9 μS cm^{-1}, respectivamente. CG3, por sua vez, exibiu a maior variação nas chuvas (14.6 μS cm^{-1}), com extremos de 40 e 25.5 μS cm^{-1}. Na estação seca de 1998, os valores amostrados em CG3 variaram entre 33.3 e 29.9 μS cm^{-1}. Já CS3, trecho final do Córrego São Mateus, variou 5.9 μS cm^{-1} (27.3 - 21.4 μS cm^{-1}), nas chuvas de 1997/1998 e 9.0 μS cm^{-1} (20.2 - 29.2 μS cm^{-1}), na seca de 1998.

Para a estação seca de 1997 a menor variação foi em RN3 variou 0.2 μS cm^{-1} (10.7 - 10.9 μS cm^{-1}). A maior foi em CS3, que variou 3.0 μS cm^{-1} (21.4 - 18.4 μS cm^{-1}). As diferenças entre máximos e mínimos em CG3 e CA3 foram iguais a 0.7 μS cm^{-1} (28.3- 27.6 μS cm^{-1}) e 1.1 μS cm^{-1} (31 - 29.9 μS cm^{-1}), respectivamente.

Uma análise não - paramétrica de Kruskal - Wallis (op. cit.), testou a significância das diferenças espaciais (nascentes, trechos

médios e trechos finais), entre os valores de condutividade elétrica, para cada um dos córregos (Tabela 4.14).

Tabela 4.14 Sumário da ANOVA não - paramétrica (estatística H de Kruskal-Wallis) do efeito do ponto de coletas (nascente, trecho médio e trecho final), sobre a condutividade elétrica. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	n	GL	H	p
Projeto Córrego Grande	26	2	10.8364	0.0044*
Projeto Rubro-Negra	28	2	5.8308	0.0542
Córrego Alto	16	2	8.5398	0.0140*
Córrego São Mateus	17	2	2.7055	0.2585

Para o Projeto Córrego Grande e o Córrego Alto, as diferenças entre os valores de condutividade em função do ponto de coleta, foram consideradas significativas ao nível de 5%. Para o Projeto Rubro-Negra e Córrego São Mateus, não houve efeito significativo da localização do ponto de coleta sobre os valores de condutividade elétrica ($p > 0.05$).

Uma comparação múltipla não - paramétrica (Hollander & Wolfe, 1973, após Dunn, 1964; in Zar, 1996), indicou que no Projeto Córrego Grande, não havia diferença significativa entre o trecho médio (CG2) X trecho final (CG3)e CG2 X nascente (CG1). Porém, havia uma diferença significativa entre CG1 X CG3. No Córrego Alto, as diferenças significativas foram entre o trecho médio (CA2) x trecho final (CA3), não havendo diferenças entre a nascente (CA1) e os demais trechos. Para o Projeto Córrego Grande. Isto significa que a passagem da água pela área alagada existente entre CG2 e CG3, não afetou a condutividade elétrica. No caso do Córrego Alto, esta diferença entre trecho médio e trecho final, existiu possivelmente por influência da mata ciliar em uma das margens de CA2, que pode ter contribuído com íons para o corpo d'água, oriundos da decomposição de material alóctone.

Foi realizado um teste não - paramétrico (Mann - Whitney), para os valores amostrados nos trechos finais dos córregos, que foram agrupados por uso do solo, em cada estação (Tabela 4.15).

Tabela 4.15. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de condutividade elétrica nos trechos finais dos córregos das bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	67	291	255
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	53	270	525
número de observações - Bacias agrícolas.	7	15	11
número de observações - Bacias florestais.	8	18	28
U	17	99	119
Z ajustado	1.273	1.3016	1.092
p	0.2030	0.0193*	0.2747

Os resultados encontrados indicam que os córregos florestais apresentaram valores significativamente menores para a condutividade elétrica, nos trechos finais durante as chuvas de 1997/1998, enquanto não houve diferença entre os valores encontrados nas estações secas.

Alguns estudos sugerem que apenas o uso do fogo pode alterar substancialmente a condutividade elétrica em bacias de menor ordem, enquanto outros, não encontraram diferenças significativas entre bacias inexploradas e aquelas onde a exploração se fez sem o uso do fogo (Brow *et alli*., 1973; Scrievener, 1988; Harr & Fredriksen, 1988). No presente estudo, os resultados encontrados para a variação da condutividade elétrica, parecem corroborar os resultados citados: o Córrego Alto, onde os sinais de queimadas para renovação de pastagens eram visíveis, apresentou os maiores valores de condutividade elétrica, enquanto o Projeto Rubro Negro, apesar da exploração florestal, manteve os menores valores de condutividade.

4.1.6 Potencial de oxidação - redução (Eh).

No Projeto Rubro-Negra, durante a estação seca de 1998 foram amostrados os valores máximo (333 mV) e mínimo (-166 mV) do potencial de oxidação de toda a pesquisa, na nascente e trecho médio, respectivamente. Nos córregos agrícolas os valores do potencial de oxidação (Eh), variaram em uma faixa mais estreita, cujos extremos (300 a -1 mV), foram ambos amostrados na estação seca de 1998, no trecho final do Córrego São Mateus.

O caráter oxidante das águas ficou demonstrado pelo fato de que apenas 3 dos 87 valores amostrados - todos na estação seca de 1998, sendo 2 deles nos córregos das bacias florestais - foram negativos (Figura 4.8).

Os valores médios do Eh amostrados nas nascentes dos córregos florestais sofreram uma elevação entre a estação chuvosa de 1997/1998 e a estação seca de 1998. Para a nascente do Projeto Córrego Grande (CG1) a média nas chuvas (162.5 mV), foi inferior a media da estação seca de 1998 (272.5 mV). O mesmo comportamento foi verificado para (RN1), com médias iguais a 121 mV e 193.3 mV, nas estações chuvosa e seca de 1998.

Os valores amostrados na estação seca de 1997 nas nascentes do Córrego Alto (291 mV) e São Mateus (271 mV) foram semelhantes ao valor amostrado em CG1 (288 mV). No entanto, para RN1 o Eh amostrado na estação seca de 1997 foi igual a 7.3 mV, ou seja, um potencial oxidante cerca de 40 vezes menor que os demais amostrados nesta estação.

RN1, na estação seca de 1998, apresentou a maior variação (226 mV) entre máximo (333 mV) e mínimo (105 mV) para os valores de Eh amostrados nas nascentes. Em CG1, esta diferença na estação seca de 1998 foi igual a 101 mV (305 mV - 204 mV). Nas chuvas as variações foram menores, tanto para CG1 (188 mV - 137 Mv), quanto RN1 (135 mV - 98 mV).

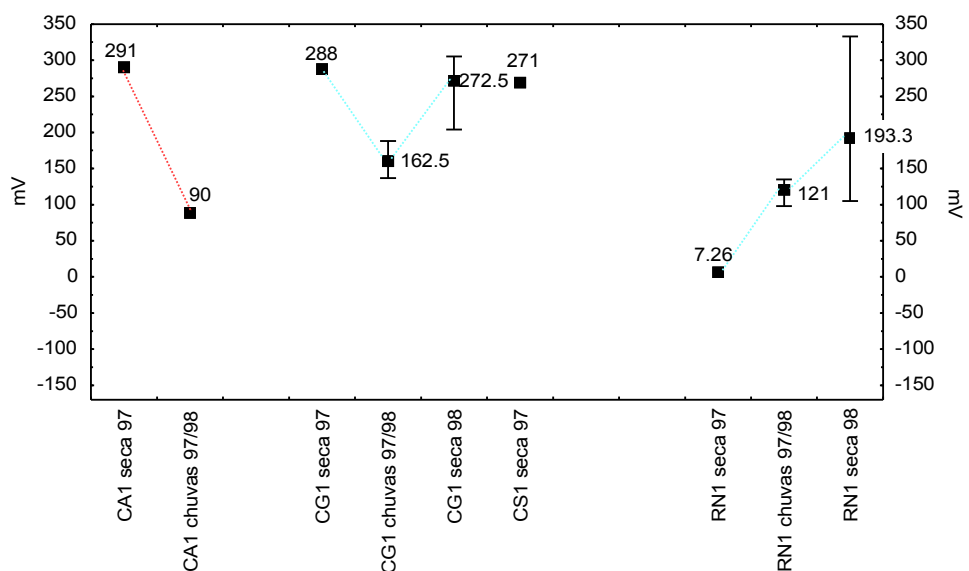
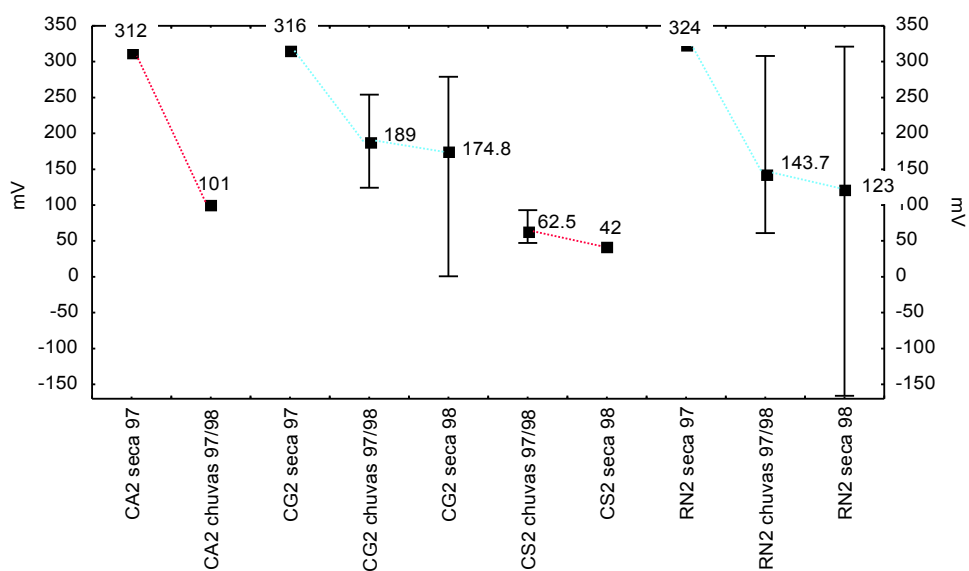
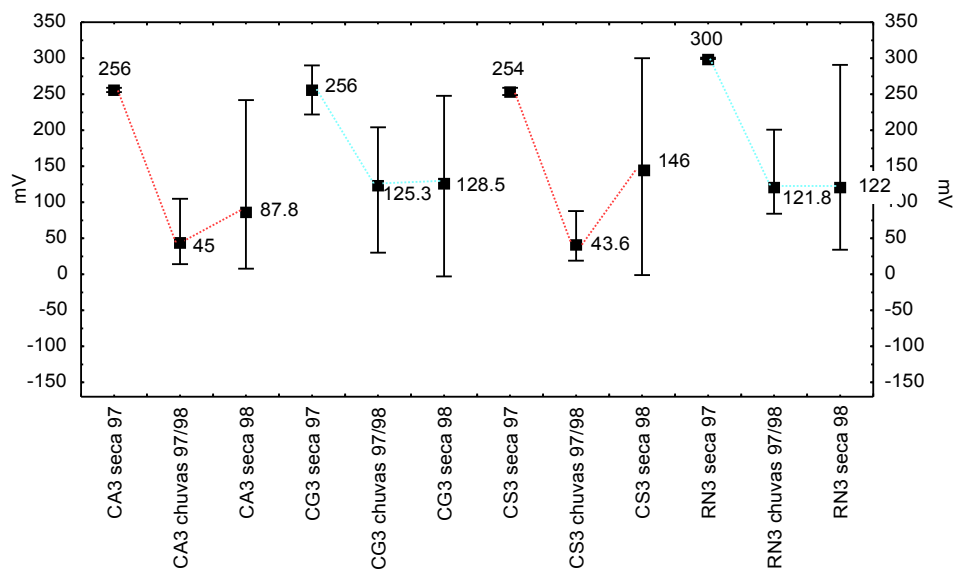



Figura 4.8. Valores de Eh (mV) nos trechos: a) próximos às nascentes; b) médios e c) finais nas estações secas e chuvosa. As linhas ligam as médias (■) ou observações em córregos agrícolas e florestais.

O trecho médio do Córrego Alto (CA2) manteve o padrão de queda dos valores do Eh, entre a estação seca de 1997 (312 mV) e a estação chuvosa de 1997/1998 (101 mV). O mesmo se verificou entre os valores observados nos trechos médios dos córregos das áreas florestais: no trecho médio Projeto Córrego Grande (CG2), o valor amostrado na seca de 1997 e média da estação chuvosa, foram iguais a 316 mV e 189 mV, respectivamente. No trecho médio do Projeto Rubro-Negra os valores amostrados foram iguais a 324 mV (estação seca de 1997) e 143.7 (média para as chuvas).

Houve uma grande variação entre os valores máximos e mínimos amostrados nas chuvas e estação seca de 1998 nos trechos médios dos córregos florestais. Em CG2 a diferença entre máximos e mínimos foi igual a 130 mV (254 mV - 124 mV) e 278 mV (279 mV - 0.64 mV) nas chuvas e estação seca de 1998, respectivamente. Para RN2 a diferença nas chuvas, foi igual a 247 mV, com valor máximo (308 mV) e mínimo (61 mV) mais elevados que os amostrados em CG1.

Porém, na estação seca de 1998 a variação dos valores de Eh em RN2, foi igual a 487 mV. O meio variou de uma condição altamente redutora, com um excesso de elétrons igual a -166 mV, para uma condição altamente oxidante, com déficit de elétrons igual a 381 mV (Figura 4.9). Tal variação foi registrada entre as coletas de 7 e 22 de abril de 1998, possivelmente se devendo à deposição de escória siderúrgica entre estas datas. Através de uma mudança no estado de oxidação dos componentes da escória (e.g. $Fe^{2+} \Leftrightarrow Fe^{3+} + e^{-}$), há uma liberação de elétrons para a água tornando-a redutora. O pH ácido da água em RN2 no período entre 7 e 22 de abril, aumenta a solubilidade de metais na água, o que pode ter exacerbado a liberação de elétrons. Klunke *et alli.*, 1987, citados em MacDonald *et alli.* (1991), descrevem o fenômeno para águas que drenam minas abandonadas de zinco, em bacias florestadas, acrescentando que também a mobilidade e taxa de absorção dos metais pela biota aquática são aumentados.

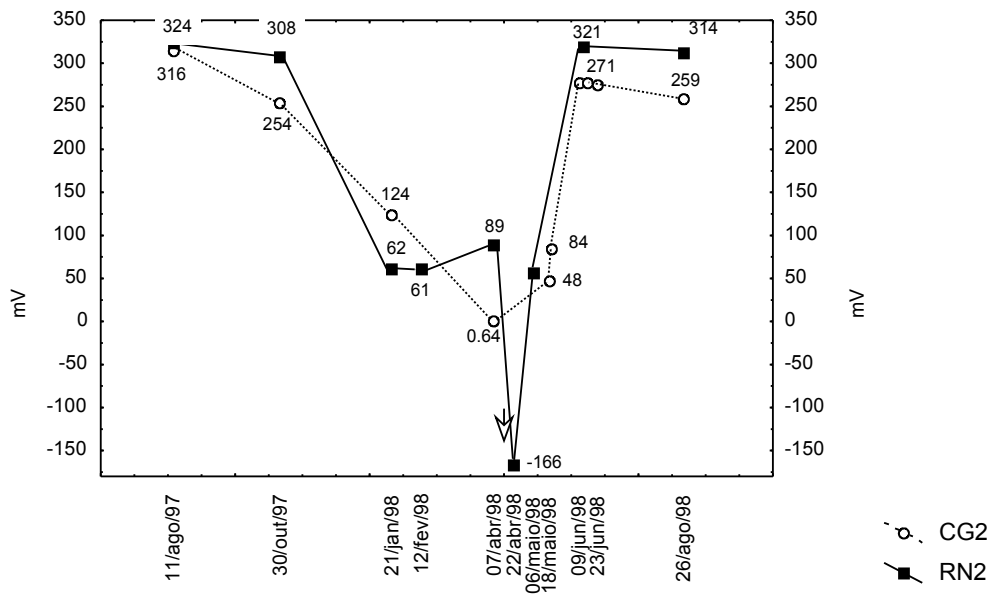



Figura 4.9. Comportamento dos valores de Eh (mV), em função da data de amostragem para os trechos médios dos Projetos Córrego Grande (CG2) e Rubro-Negra (RN2). A seta indica a deposição de escória em RN2.

Para RN2 e CG2 a tendência foi de queda nos valores de Eh entre a estação seca de 1997 e a estação chuvosa de 1997/1998. Em 8 de agosto de 1997, os valores de Eh são semelhantes em CG2 (316 mV) e RN2 (324 mV), caindo em 30 de outubro do mesmo ano, para 254 mV (CG2) e 308 mV (RN2). A amostragem de 21 de janeiro de 1998 revelou que CG2 havia diminuído em 49% o valor de seu Eh (124 mV) em relação à amostragem anterior. Já RN2, sofreu uma redução maior (80%) no valor amostrado (62 mV), em relação à coleta de outubro e 1997. Em 12 de fevereiro de 1998, não houve coleta em CG2, sendo que o valor amostrado em RN2 (61 mV) variou pouco em relação à amostragem de janeiro.

Na primeira amostragem do período seco (7 de abril de 1998), há uma elevação no valor do Eh em RN2 (89 mV), em relação à amostragem de 12 de fevereiro. CG2, ao contrário, continuou sua tendência de queda, verificada desde outubro de 1997, com um valor amostrado igual a 0.64 mV.

Em 22 de abril de 1998 não houve coleta em CG2. Para RN2, o Eh foi igual a -166 mV. No entanto, houve uma flutuação entre +2.0 e -300 mV durante cerca de 5 minutos, até a estabilização.

Houve um aumento tendendo a uma estabilização nos valores amostrados em 6 de maio (57 mV), 9 de junho (321 mV) e 26 de agosto de 1998 (314 mV) para RN2. Os valores também se elevaram em CG2 a partir de 18 de maio de 1998 (48 mV), aumentando para 84 mV (20 de maio) e tendendo à estabilização, com valores semelhantes entre 9 (277 mV), 15 (279 mV) e 23 de junho (276 mV), finalizando com 259 mV na última amostragem (26 de agosto de 1998).

Para todos os trechos finais de todos os ambientes, a tendência observada foi uma diminuição nos valores médios e na diferença entre máximos e mínimos do Eh nas chuvas em relação à estação seca de 1997.

As médias (e variações) para a estação seca de 1997, no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3) e do Projeto Córrego Grande (CG3) foram iguais a 300 mV (301 - 299 mV) e 256 mV (290 - 222 mV), respectivamente. Das chuvas para a estação seca de 1998 houve pouca variação nas médias dos córregos florestais, apesar da variação entre máximos e mínimos ter aumentado. A média subiu de para 125.3 mV (204 - 30 mV) para 128.5 mV (-3 - 248 mV), das chuvas para a estação seca de 1998, respectivamente, em CG3. Em RN3, tanto a variação entre a média das chuvas (121.8 mV) e estação seca de 1998 (122 mV), quanto à diferença entre máximos (201 mV nas chuvas, 291 mV na estação seca de 1998) e mínimos (84 mV nas chuvas e 34 mV na estação seca de 1998), foram menores que em CG2.

Para os córregos agrícolas, as médias (e variações) da estação seca de 1997 e chuvas de 1997/1998, foram semelhantes: o trecho final do Córrego Alto (CA3) apresentou valor médio de 256 mV, com valores máximos e mínimos iguais a 259 e 253 mV, enquanto que nas chuvas a média caiu para 45 mV (105 - 14 mV); para o trecho médio do Córrego São Mateus, o valor médio (254 mV) foi menor que e o valor médio nas chuvas (43.6), enquanto variação entre máximo e mínimo (249 - 259 mV) na estação seca de 1997, foi menor que a variação verificada nas chuvas (88 - 19 mV).

Na estação seca de 1998, tanto a média em CA3 (87.8 mV) quanto a variação entre máximo e mínimo (242 - 8 mV) foi inferior a média (146 mV) e variação (300 a -1 mV), verificadas em CS3. Por sua vez, ambas as médias e variações foram superiores àquelas registradas para os mesmos trechos, nas chuvas de 1997/1998.

Os resultados de ANOVA não paramétrica indicam que não houve variação espacial nos valores de Eh, entre nascentes, trechos médios e trechos finais, em nenhum dos córregos pesquisados (Tabela 4.16).

Tabela 4.16 Sumário da ANOVA não - paramétrica (estatística H de Kruskal-Wallis), do efeito do ponto de coletas (nascente, trecho médio e trecho final), sobre os valores de Eh. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	n	GL	H	p
Projeto Córrego Grande	26	2	3.2722	0.1978
Projeto Rubro-Negra	28	2	0.1626	0.9219
Córrego Alto	16	2	2.9308	0.2310
Córrego São Mateus	17	2	2.0420	0.3602

Os dados para cada par de córregos foram agrupados segundo o uso do solo em suas bacias de drenagem, e as diferenças entre eles foram submetidas ao teste de Mann - Whitney (Tabela 4.17).

Tabela 4.17. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de Eh (mV) dos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	48	151	160
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	72	410	620
número de observações - Bacias agrícolas.	7	15	11
número de observações - Bacias florestais.	8	18	28
U	20	31	94
Z ajustado	0.9258	3.7601	1.8725
p	0.3541	0.0002*	0.06114

Os resultados sugerem que, exceto para a estação chuvosa de 1997/1998, não houve diferença significativa ($p > 0.05$) nos valores de Eh em córregos drenando bacias florestadas e bacias agrícolas.

4.1.7 Vazão.

A vazão máxima (0.36 m^3 s^{-1}) foi amostrada no trecho final do Projeto Córrego Grande, durante a estação chuvosa de 1997/1998, enquanto a vazão mínima (0.01 m^3 s^{-1}) foi amostrada simultaneamente nos trechos finais do Córrego São Mateus (CS3), Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande, sempre na estação seca de 1998. O trecho final do Córrego São Mateus, registrou a vazão máxima (0.20 m^3 s^{-1}) para os córregos em áreas agrícolas, amostrada nas chuvas de 1997/1998.

A velocidade da água em toda a pesquisa teve o valor máximo de 3.2 m s^{-1}, amostrado no trecho médio do Córrego Alto (CA2), na estação seca de 1997. O valor mínimo (0.1 m s^{-1}) foi registrado no trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), na estação seca de 1998.

Na Figura 4.10, encontram-se as variações espaciais e temporais para a vazão, nos trechos médios e finais.

Para as bacias florestadas, houve o esperado comportamento de diminuição da vazão durante a estação seca e seu incremento, na estação chuvosa. No entanto, este comportamento, não foi observado nas bacias agrícolas, em seus trechos finais, os quais mantiveram a vazão média da estação seca de 1997 nas chuvas de 1997/1998, e experimentaram uma diminuição na vazão média do período seco de 1998.

Na estação seca de 1997, a vazão amostrada em CG2 (0.02 m^3 s^{-1}), foi inferior ao valor amostrado em RN2 (0.07 m^3 s^{-1}) e à vazão média em CS2 (0.07 m^3 s^{-1}), a qual teve valor máximo e mínimo iguais a 0.08 m^3 s^{-1} e 0.06 m^3 s^{-1}.

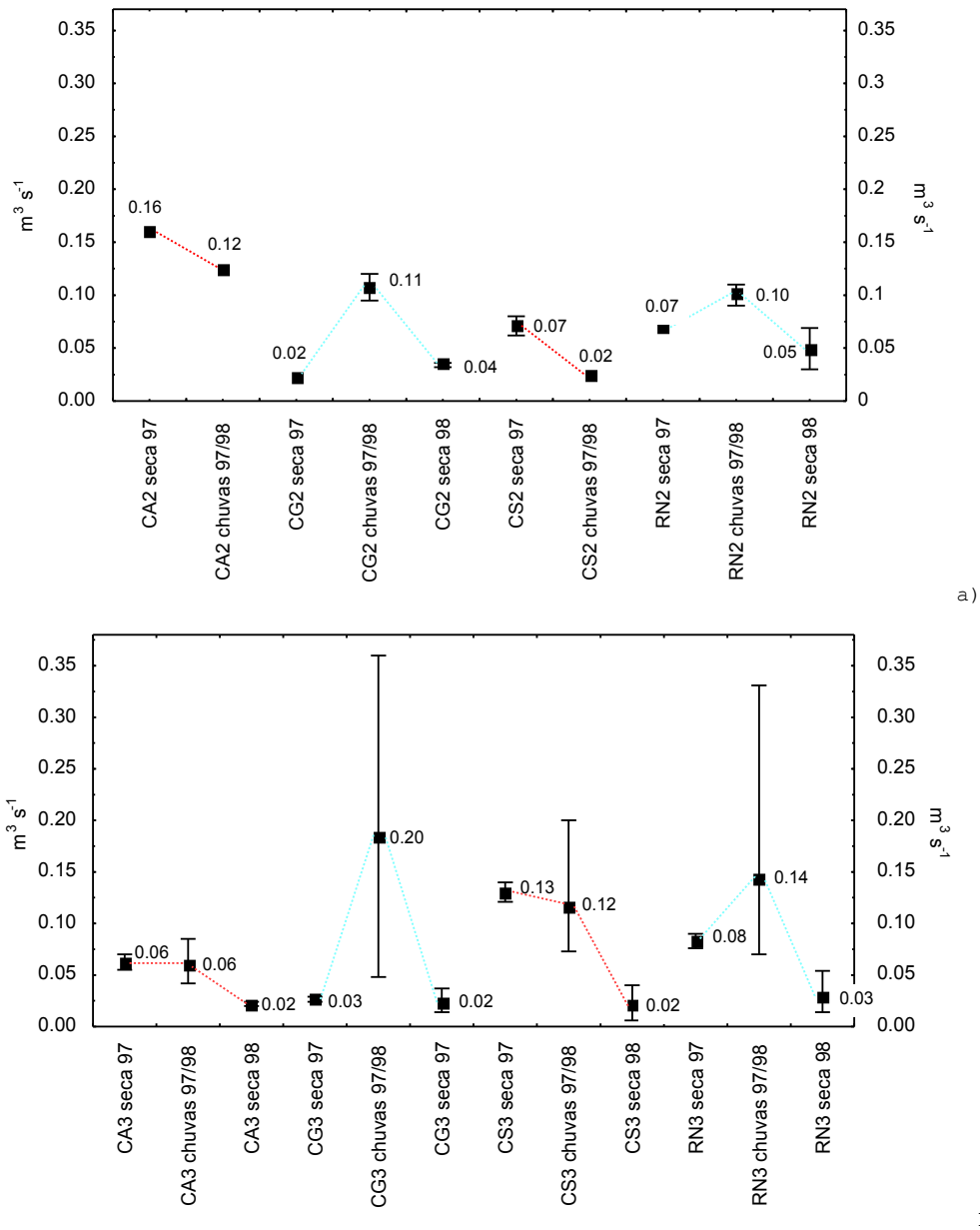



Figura 4.10 Vazão (m^3 s^{-1}) nos trechos: a) médios e b) finais, nas estações secas e chuvosa. As linhas, ligam as médias (■) ou observações em córregos drenando bacias agropastoris e florestais.

Nas chuvas de 1997/1998, os trechos médios dos córregos florestais exibiram valores médios, mínimos e máximos semelhantes: CG2 teve média igual a 0.11 m^3 s^{-1} (0.09 - 0.12 m^3 s^{-1}), enquanto a média em RN2 ficou em 0.10 m^3 s^{-1} (0.09 - 0.011 m^3 s^{-1}). O valor amostrado em CA2, nas chuvas (0.12 m^3 s^{-1}), foi inferior ao valor amostrado no mesmo trecho, na estação seca de 1997 (0.16 m^3 s^{-1}) e superior ao valor amostrado em CS2 (0.02 m^3 s^{-1}).

Na estação seca de 1998 houve um decréscimo de 50% na média de vazão de RN2 (0.05 m^3 s^{-1}), em relação à média da estação chuvosa, enquanto que para CG2 a média da estação seca (0.04 m^3 s^{-1}), representa uma redução de 63% em relação à média das chuvas. A variação entre máximo (0.04 m^3 s^{-1}) e mínimo (0.03 m^3 s^{-1}), é menor em CG2, do que em RN2 (0.07 - 0.03 m^3 s^{-1}).

Os trechos finais do Projeto Córrego Grande (CG3) e Projeto Rubro-Negra (RN3) repetiram o comportamento exibido em seus trechos médios, com aumento da vazão média nas chuvas, em relação às estações secas. A média em CG3 durante a estação seca de 1997 (0.03 m^3 s^{-1}) foi cerca de 6 vezes menor que a média da estação chuvosa (0.20 m^3 s^{-1}) e semelhante à média da estação seca de 1998 (0.02 m^3 s^{-1}). Já RN3, a média de vazão nas chuvas (0.14 m^3 s^{-1}) foi 1.7 vezes maior que a média da estação seca de 1997 (0.08 m^3 s^{-1}) e 4.6 vezes maior que a média da seca de 1998 (0.03 m^3 s^{-1}).

Na estação seca de 1998, a variação entre máximos e mínimos, foi maior em RN3 (0.05 - 0.01 m^3 s^{-1}) do que em CG3 (0.03 - 0.02 m^3 s^{-1}). Já na estação seca de 1997, apesar dos valores máximo e mínimo de RN3 (0.09 - 0.08 m^3 s^{-1}) terem sido mais elevados que os de CG3 (0.03 - 0.02 m^3 s^{-1}), a variação para ambos, foi igual a 0.01 m^3 s^{-1}. Nas chuvas, esta diferença foi de 0.31 m^3 s^{-1} (0.36 - 0.05 m^3 s^{-1}) em CG3, e igual a 0.26 m^3 s^{-1} (0.33 - 0.05 m^3 s^{-1}) em RN3.

A tendência observada nos trechos finais dos córregos agrícolas foi a de manutenção ou decréscimo das médias de vazões entre as estações seca de 1997 e chuvosa de 1997/1998, com redução dos valores médios entre esta última e a estação seca de 1998. O trecho final do Córrego Alto (CA3), exibiu o mesmo valor médio (0.06 m^3 s^{-1}), entre as estações seca de 1997 e chuvosa, com a média da estação seca de 1998 igual a 0.02 m^3 s^{-1}. No trecho final do Córrego São Mateus (CS3) houve um pequeno decréscimo entre a média da estação seca de 1997 (0.13 m^3

s^{-1}) e a média da estação chuvosa (0.12 m^3 s^{-1}). A média da estação seca de 1998, para CS3 foi igual àquela calculada para CA3 (0.02 m^3 s^{-1}).

As variações entre máximos e mínimos para as estações secas verificadas nos córregos florestais foram semelhantes àquelas encontradas nos córregos agrícolas. CA3 obteve valores máximos e variações iguais a 0.02 m^3 s^{-1} (0.07 - 0.05 m^3 s^{-1}) na estação seca de 1997, enquanto não houve diferença entre valores máximos e mínimos, na estação seca de 1998 (0.02 - 0.02 m^3 s^{-1}). Na estação chuvosa, as variações encontradas nestes córregos agrícolas foram menores que as verificadas nos córregos florestais. Em CA3, o maior valor para a vazão no período chuvoso, foi igual a 0.09 m^3 s^{-1}, enquanto o valor mínimo, ficou em 0.04 m^3 s^{-1}. Para CS3 a diferença entre máximo e mínimo na estação chuvosa, foi igual a 0.13 m^3 s^{-1} (0.20 - 0.07 m^3 s^{-1}).

As diferenças no comportamento sazonal das médias de vazão nos trechos finais dos córregos florestais e agrícolas sugerem que os distintos usos dos solos são o fator mais importante afetando a hidrologia nestes ambientes. A diminuição ou manutenção da média e vazão nos córregos agrícolas, possivelmente se deve à menor taxa de infiltração dos solos utilizados para culturas e pastagens quando comparados à solos florestais, o que aumenta o escoamento superficial, fazendo com que a água deixe mais rápido a bacia (Lima 1986). Isto pode provocar picos de vazão que não são percebidos pela freqüência de coletas adotada, ao mesmo tempo em que a recarga do lençol é diminuída, impedindo que se mantenham vazões elevadas fora dos eventos de chuvas.

Para se testar se as diferenças entre as vazões das bacias agrícolas e florestais são significativas para cada estação amostrada, foi realizado um teste não - paramétrico agrupando-se os dados de vazão nas duas categorias de uso do solo, nas estações secas e chuvosa (Tabela 4.18). A análise não paramétrica foi utilizada devido ao elevado coeficiente de variação dos valores de vazão nas bacias agrícolas (72%) e florestais (106.6%).

Tabela 4.18. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de vazão dos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	40	157.5	125
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	26	220.5	403
número de observações - Bacias agrícolas.	6	14	11
número de observações - Bacias florestais.	5	13	21
U	5	52.5	59
Z ajustado	1.826	2.245	1.872
p	0.0679	0.0248*	0.0612

Os resultados indicam que, para o nível de significância adotado (0.05), apenas na estação chuvosa de 1997/1998 a vazão dos córregos em áreas florestais foi superior às vazões dos córregos das áreas agrícolas. Nas estações secas, as diferenças entre as vazões, foram consideradas insignificantes.

4.2 Composição química da coluna d'água.

A estatística descritiva dos resultados das análises de todas as amostragens da composição química da coluna d'água, para os córregos das bacias florestais e agrícolas, é mostrada nas Tabelas 4.19 e 4.20, enquanto uma descrição detalhada das variações temporais e espaciais destes resultados é encontrada no texto seguinte.

Tabela 4.19 Estatística descritiva dos resultados das análises de nutrientes na coluna d'água dos córregos agrícolas. N: número de observações; s: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

	unidade	N	média	mínimo	máximo	variação	s	CV (%)
N total	µg l^{-1}	33	2236,6	210,0	8870,0	8660,0	1958,2	87,6
P total	µg l^{-1}	33	668,9	7,6	10080,0	10073,4	2216,1	331,3
PO_4^{3-}	µg l^{-1}	33	31,9	3,6	678,2	674,6	114,5	358,9
NH_4^+	µg l^{-1}	33	301,8	3,5	1594,6	1591,1	326,2	108,1
NO_3^-	µg l^{-1}	33	129,7	11,0	415,6	404,6	96,2	74,2
K total	mg l^{-1}	33	2,14	1,20	4,81	3,6	0,80	37,4
Na total	mg l^{-1}	33	2,87	1,61	4,14	2,5	0,67	23,3
Ca total	mg l^{-1}	33	1,08	0,47	2,14	1,7	0,44	41,0
Mg total	mg l^{-1}	33	0,61	0,22	2,75	2,5	0,56	91,5
Zn total	mg l^{-1}	33	0,015	0,000	0,075	0,075	0,018	123,3
Cu total	mg l^{-1}	33	0,003	0,000	0,047	0,047	0,009	273,7
Fe total	mg l^{-1}	33	2,57	0,10	41,96	41,9	7,20	280,3
Mn total	mg l^{-1}	33	0,14	0,00	2,58	2,6	0,44	305,7
STS	mg l^{-1}	33	26,8	0,4	448,5	448,1	76,9	287,3

Tabela 4.20 Estatística descritiva dos resultados das análises de nutrientes na coluna d'água dos córregos florestais. N: número de observações; s: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

	unidade	N	média	mínimo	máximo	variação	s	cv (%)
N total	µg l^{-1}	54	2197,5	140,0	9800,0	9660,0	2002,9	91,1
P total	µg l^{-1}	54	26,2	2,0	93,0	91,0	21,0	80,2
PO_4^{3-}	µg l^{-1}	54	9,2	3,6	89,4	85,8	12,0	130,4
NH_4^+	µg l^{-1}	54	436,7	3,5	2486,7	2483,2	543,1	124,4
NO_3^-	µg l^{-1}	54	129,1	14,6	333,2	318,6	96,8	74,9
K total	mg l^{-1}	54	1,46	0,06	3,37	3,3	0,71	49,0
Na total	mg l^{-1}	54	2,22	0,13	5,14	5,01	1,00	45,0
Ca total	mg l^{-1}	54	0,83	0,10	1,92	1,83	0,37	43,9
Mg total	mg l^{-1}	54	0,52	0,10	4,18	4,08	0,68	130,7
Zn total	mg l^{-1}	54	0,005	0,000	0,050	0,050	0,008	166,6
Cu total	mg l^{-1}	54	0,003	0,000	0,031	0,031	0,008	234,1
Fe total	mg l^{-1}	54	1,51	0,00	13,09	13,09	2,06	136,9
Mn total	mg l^{-1}	54	0,05	0,00	0,49	0,49	0,08	167,2
STS	mg l^{-1}	54	4,6	0,4	84,8	84,4	11,8	255,4

4.2.1 Nitrogênio.

4.2.1.1 Nitrito.

Apenas em duas das coletas durante a estação seca de 1998, as concentrações de nitrito estiveram acima do limite de detecção do método utilizado (11 µg NO_2^- l^{-1}): na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1), em 07 de abril de 1998, quando a concentração foi igual a 16.7 µg NO_2^- l^{-1}; na nascente do Projeto Córrego Grande (CG1) em 26 de agosto de 1998 (13.3 µg NO_2^- l^{-1}).

A quase total ausência de nitrito nas águas deve-se possivelmente à presença de oxigênio, o qual possibilita a oxidação daquele à nitrato. A baixa concentração de O_2 dissolvido em RN1 (1.37 mg O_2 l^{-1} - 17.5% sat.) reforça a hipótese da concentração de oxigênio na água ser um dos principais controladores da concentração de nitrito. Por outro lado, em CG1, a saturação estava em torno de 69%, durante a amostragem, havendo, portanto, déficit de 31% na saturação.

4.2.1.2 Nitrato.

Em todas as amostragens as concentrações de nitrato sempre estiveram acima do limite de detecção do método adotado (11 µg l^{-1}), variando entre 11.0 e 415.6 µg l^{-1}, amostrados no trecho médio (chuvas de 1997/1998) e trecho final (estação seca de 1998) do Córrego Alto, respectivamente. Esta variação, também correspondeu à variação para os córregos agrícolas. Para os córregos florestais, a menor concentração de NO_3^- (14.6 µg NO_3^- l^{-1}), foi amostrada em CG2, enquanto o valor máximo (333.2 µg NO_3^- l^{-1}) foi amostrado no trecho final do Córrego Grande.

A análise não - paramétrica sugere não haver efeito de variação espacial da amostragem sobre as concentrações de NO_3^-. As variações das concentrações de $NO3^-$ em função das datas de amostragens são mostradas na Figura 4.11.

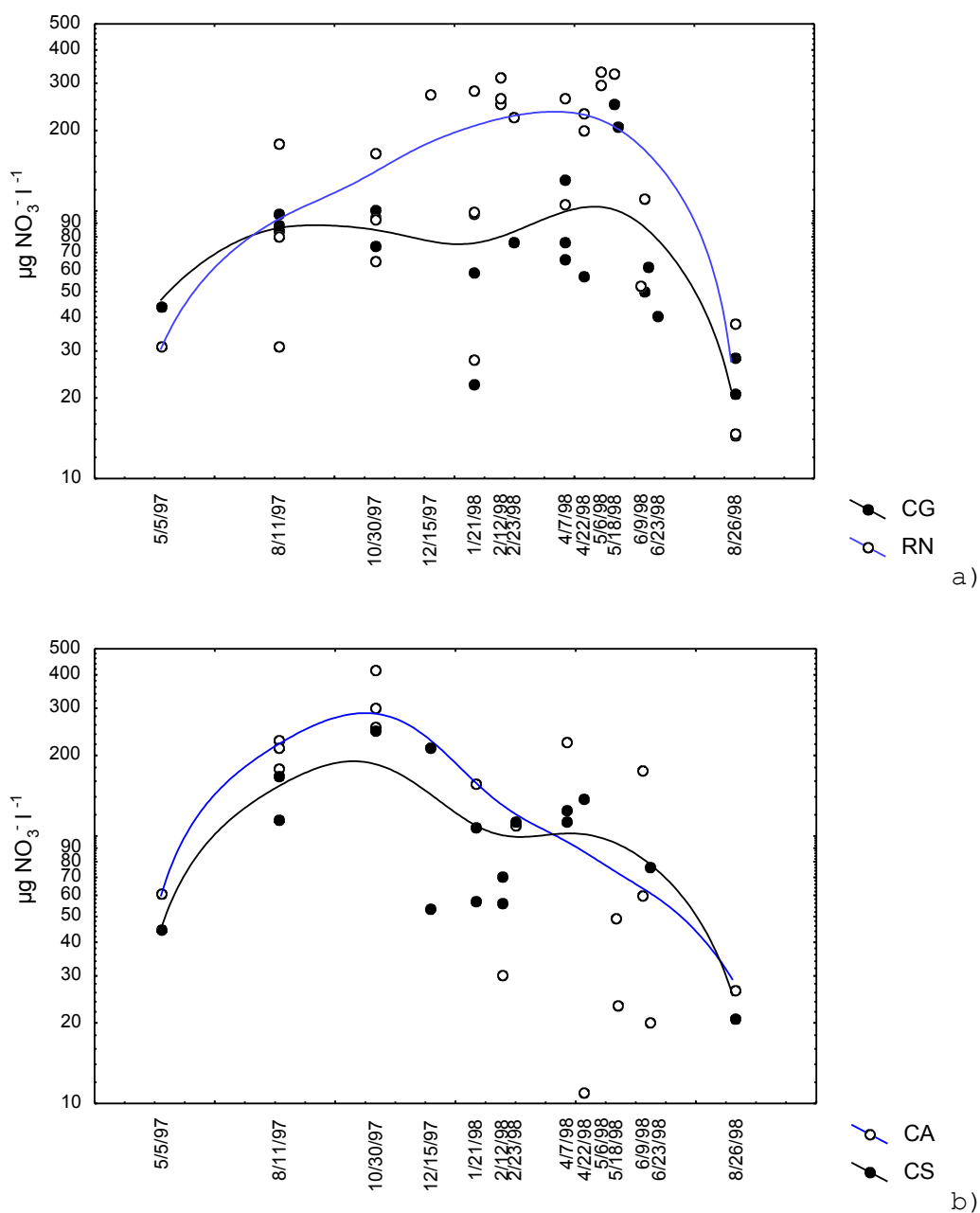



Figura 4.11 Distribuições e tendências ajustadas das concentrações de nitrato, em função da data de amostragem em: a) córregos drenando bacias florestais; b) córregos drenando bacias agrícolas

Os valores no eixo Y são os logaritmos naturais das concentrações. A linha de tendência, ajustada pelo método dos mínimos quadrados, foi colocada para auxiliar a visualização da evolução dos dados, visto que tentativas de ajuste por equações não-lineares resultaram em valores baixos de r^2 e não representavam auxílio prático na visualização das variações.

Nos córregos florestais, o Projeto Córrego Grande (CG) exibiu uma resposta menos pronunciada das concentrações de nitrato às datas de coletas, como sugere traçado de sua curva de tendência. A concentração máxima (251.5 µg NO_3^- l^{-1}) ocorreu em maio de 1998 e a concentração mínima em agosto de 1998 (14.6 µg NO_3^- l^{-1}). Já para o Projeto Rubro-Negra, o traçado de sua linha de tendência indica um aumento mais pronunciado nas concentrações de nitrato neste ambiente, em relação ao Projeto Córrego Grande, notadamente a partir de janeiro de 1988. Entre fevereiro e junho de 1998, as concentrações sempre foram maiores que 200 µg NO_3^- l^{-1}, com a máxima sendo verificada em maio de 1998 (333.2 µg NO_3^- l^{-1}) e a mínima (14.8 µg NO_3^- l^{-1}), em agosto de 1998.

Nos córregos agrícolas, as maiores concentrações de nitrato foram amostradas no início do período chuvoso, decrescendo ao longo do restante da amostragem. Para o Córrego Alto (CA) a concentração de nitrato, na estação seca de 1997, variou entre 61.2 µg NO_3^- l^{-1} (maio) e 227 µg NO_3^- l^{-1} (agosto). No início do período chuvoso ocorreram as maiores concentrações (301.0 e 415.6 µg NO_3^- l^{-1}). As concentrações baixaram ao longo da estação chuvosa, atingindo o mínimo de 30.6 µg NO_3^- l^{-1}, em fevereiro de 1998. Em abril, na estação seca de 1998, a concentração, aumentou para 223.3 µg NO_3^- l^{-1}, e oscilou entre 177.1 e 11.o µg NO_3^- l^{-1}, até o final das coletas. No córrego São Mateus (CS), as concentrações de nitrato, na estação seca de 1997, variaram entre 44.8 e 167.7 µg NO_3^- l^{-1}. Os maiores valores ocorreram entre outubro de 1997 (247.0 µg NO_3^- l^{-1}) e dezembro de 1998 (214.0 µg NO_3^- l^{-1}), ou seja, no início da estação chuvosa. Para o restante das chuvas, os valores oscilaram entre 56.2 e 114.0 µg NO_3^- l^{-1}. A estação seca de 1998 teve o valor máximo (124.3 µg NO_3^- l^{-1}), em abril de 1998, sendo que o valor mínimo (20.8 µg NO_3^- l^{-1}) foi amostrado em agosto de 1998.

Nos córregos florestais, os resultados das concentrações de nitrato entre pontos separados por área alagadas, sugere algum efeito

destes elementos da paisagem, sofre o comportamento da variação espacial do NO_3^- (Figura 4.12)

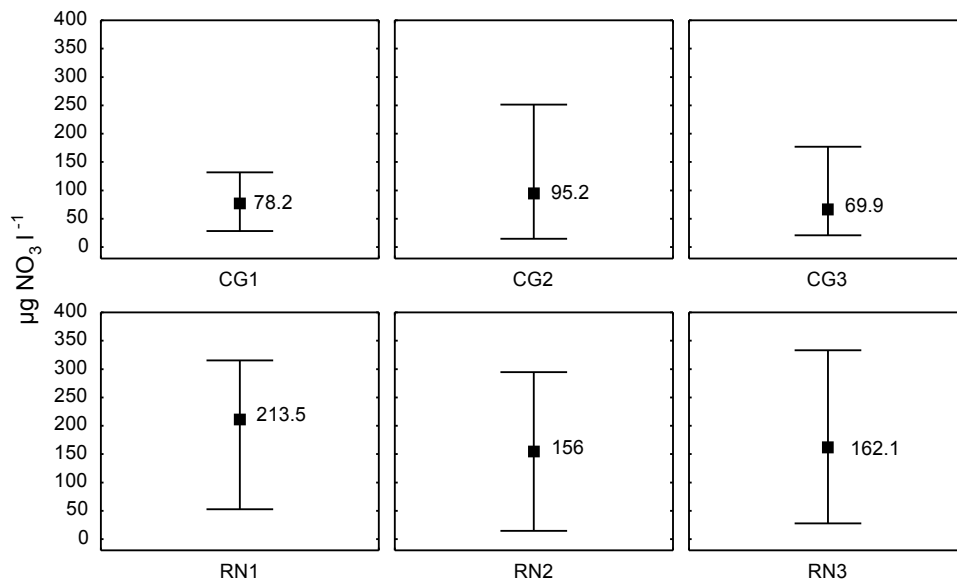



Figura 4.12 Médias (■) das concentrações de nitrato nas bacias florestais, em função do ponto de coletas.

Houve uma redução de 27% na concentração média de nitrato, entre os pontos RN1 (213.5 µg NO_3^- l^{-1}) e RN2 (156 µg NO_3^- l^{-1}), no Projeto Rubro-Negra. Entre RN2 e RN3, onde não existe área alagada, verificou-se uma elevação de 4% nas concentrações médias.

Para o Projeto Córrego Grande, a área alagada situa-se entre CG2 e CG3. Neste intervalo a média da concentração de nitrato caiu de 95.2 µg NO_3^- l^{-1} para 69.9 µg NO_3^- l^{-1}, representando uma redução de 26%. Entre a nascente (CG1) e CG2, onde não há áreas alagadas, a concentração média de nitrato elevou-se em 18%, passando de 78.2 µg NO_3^- l^{-1} em CG1, para 95.2 µg NO_3^- l^{-1} (CG2).

Multiplicando-se a vazão (m^3 s^{-1}), nos trechos finais de cada córrego, pela concentração de nitrato em mg NO_3^- l^{-1}, obteve-se a descarga de nitrato (mg NO_3^- s^{-1}), pelas bacias florestadas e agrícolas (Figura 4.13).

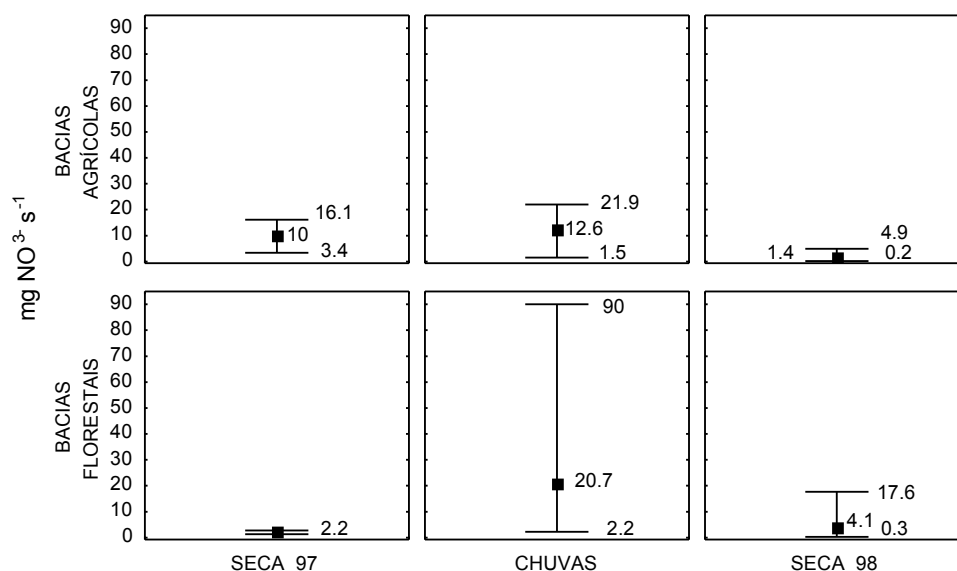



Figura 4.13 Máximos e mínimos e média (■) da descarga de nitrato (mg NO_3^- s^{-1}), nos trechos finais das bacias agrícolas e florestais.

Foi aplicado o teste não - paramétrico de Mann - Whitney entre os dados agrupados para as bacias florestais e bacias agrícolas em cada uma das estações amostradas (Tabela 4.21).

Tabela 4.21. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de nitrato (mg NO_3^- s^{-1}) nos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais, durante a estação seca de 1997, chuvas de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	26	82	77
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	10	71	113
número de observações - Bacias agrícolas.	4	9	10
número de observações - Bacias florestais.	4	8	9
U	0.0	35	22
Z ajustado	2.3094	0.0962	1.8779
p	0.0209*	0.92334	0.0604

As descargas de nitrato foram significativamente diferentes ($p > 0.05$), na estação seca de 1997, enquanto não houve diferença entre os valores encontrados nas demais estações.

Na estação seca de 1997, a média da descarga de nitrato foi maior nos córregos agrícolas (10 mg NO_3^- s^{-1}) em relação às bacias florestais onde a média foi igual a 2.2 mg NO_3^- s^{-1}. A diferença entre máximo e mínimo também foi maior nos córregos (16.1 - 3.4 mg NO_3^- s^{-1}) em relação aos córregos florestais (2.8 - 1.3 mg NO_3^- s^{-1}).

A ausência de diferença significativa entre os valores de descarga de nitrato na estação chuvosa e estação seca de 1998, deve-se possivelmente ao aumento da concentração deste nutriente nas bacias florestais, notadamente na bacia do Projeto Rubro-Negra, a partir do mês de janeiro de 1998, conforme mostrado acima.

Desse modo é sugerido que a exploração florestal no Projeto Rubro-Negra tornou o ecossistema da bacia menos conservativo para o nitrato. Em estudos do efeito do corte de florestas sobre o ciclo do nitrogênio, foi encontrado que pode haver aumentos entre 2 e 5 vezes na concentração de nitrato nos cursos d'água que drenavam áreas de corte, com os maiores aumentos, acontecendo quando se usava o fogo como ferramenta de manejo (Scrievener, 1988; Brown *et alli.*, 1973).

4.2.1.3 Íon amônio.

O valor máximo da concentração do íon amônio para todas as amostragens (2486.7 µg NH_4^- l^{-1}) foi 710 vezes superior ao valor mínimo (3.5 µg NH_4^- l^{-1}) verificados na nascente (estação seca de 1998) e trecho final do Projeto Rubro-Negra (estação seca de 1998), respectivamente. Nos córregos agrícolas as concentrações variaram entre 822.3 µg NH_4^- l^{-1} e 3.5 µg NH_4^- l^{-1} amostradas nos trechos finais do Córrego São Mateus (chuvas de 1997/1998) e Córrego Alto (estação seca de 1998), respectivamente.

Como procedido para o nitrato a variação temporal das concentrações de NH_4^+ pôde ser visualizada pela plotagem dos valores dos logaritmos naturais das concentrações em função da data de coleta e ajustando-se curvas de tendência aos dados (figura 4.14).

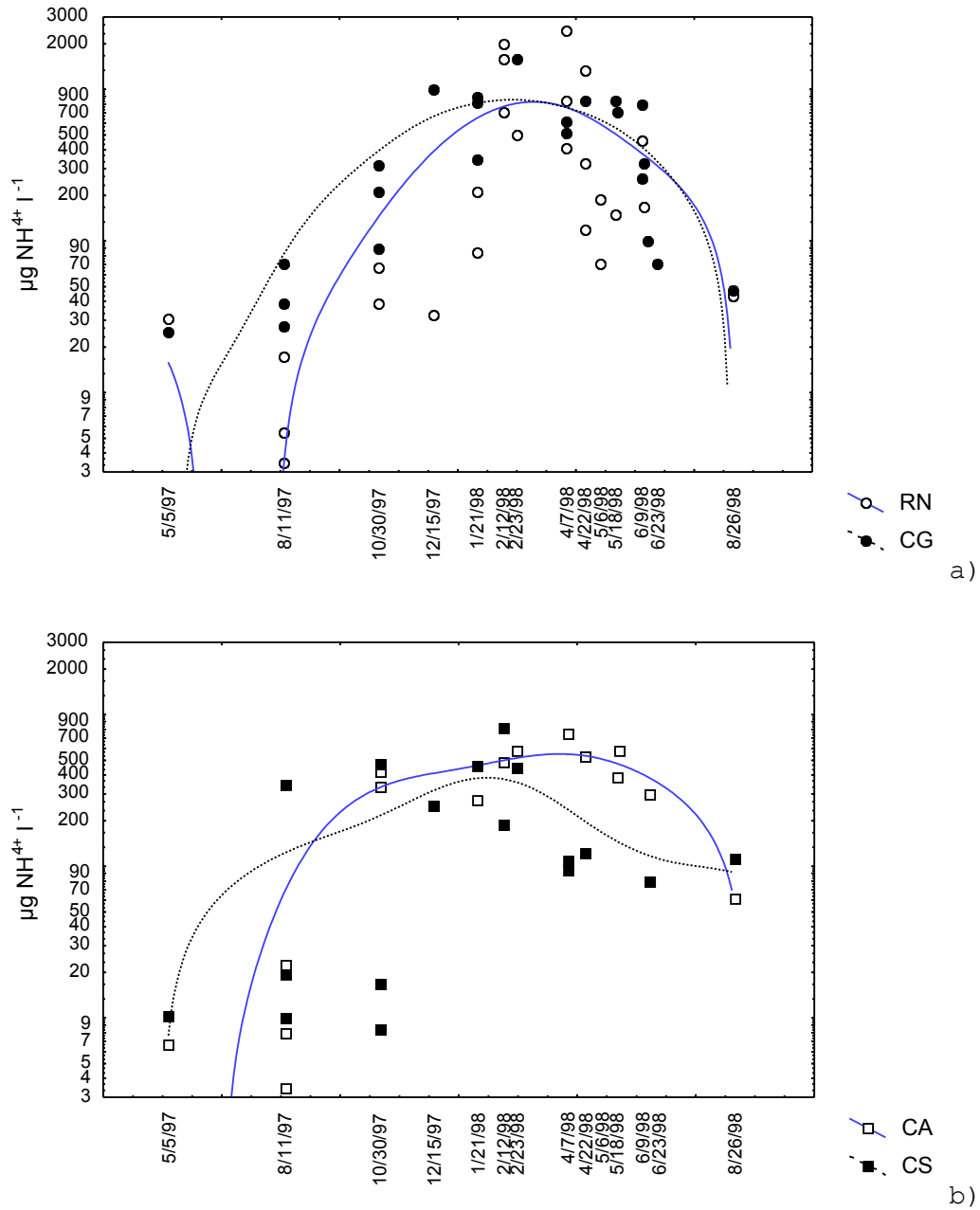



Figura 4.14 Distribuições e tendências das concentrações do íon amônio, em função da data de amostragem em: a) córregos drenando bacias florestais; b) córregos drenando bacias agrícolas

Tanto nos córregos agrícolas quanto nos florestais, houve tendência ao aumento das concentrações de amônia a partir da estação chuvosa de 1997/1998, em relação aos valores amostrados na estação seca de 1997. Os valores decresceram na estação seca de 1998, notadamente nos córregos florestais.

Entre maio e agosto de 1997 o Projeto Rubro-Negra exibiu concentrações de NH_4^+ que variaram entre 3.5 µg NH_4^+ l^{-1} e 17.5 µg NH_4^+ l^{-1}. A partir de outubro (estação chuvosa) as concentrações passaram a ser maiores na medida em que se avançava na estação chuvosa, variando entre 32.5 µg NH_4^+ l^{-1} (dezembro de 1997) e 2010.8 µg NH_4^+ l^{-1} (fevereiro de 1998). Na primeira coleta do período seco de 1998 a nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) possuía concentração igual a 2486.7 µg NH_4^+ l^{-1}. A partir deste máximo, houve um pico secundário em 22 de abril (também em RN1), igual a 1338.6 µg NH_4^+ l^{-1}, terminando o período seco de 1998, com concentração igual a 43.8 µg NH_4^+ l^{-1}.

Ao contrário do Projeto Rubro-Negra, o Projeto Córrego Grande teve a maior concentração de NH_4^+ (1594.6 µg NH_4^+ l^{-1}) na estação chuvosa de 1997/1998. As demais concentrações nesta estação variaram entre 1009.4 µg NH_4^+ l^{-1} (dezembro de 1997) e 88.6 µg NH_4^+ l^{-1} (outubro de 1997). As variações nas estações secas também foram menores que as verificadas para Rubro-Negra. Houve maior diferença na estação seca de 1998, a qual teve valor máximo e mínimo iguais a 852.1 e 46.8 µg NH_4^+ l^{-1}, respectivamente. Já na estação seca de 1997, os valores da concentração do íon amônio, variaram entre 70.4 e 25.1 µg NH_4^+ l^{-1}.

Nos córregos agrícolas, os valores das concentrações do íon amônio, são via de regra menores que aquelas verificadas nos córregos florestais, apesar do comportamento dos mesmos em função do tempo ser semelhantes.

Durante a estação seca de 1997, as concentrações variaram entre 22.2 e 3.5 µg NH_4^+ l^{-1} no Córrego Alto, enquanto no Córrego São Mateus a diferença entre máximo (349.1 µg NH_4^+ l^{-1}) e mínimo (10.2 µg NH_4^+ l^{-1}) foi maior. Na estação chuvosa de 1997/1998, o Córrego Alto apresentou valor máximo igual a 574.1 µg NH_4^+ l^{-1} (fevereiro de 1998), com o valor mínimo (278.2 µg NH_4^+ l^{-1}), verificado em janeiro de 1998. Já no Córrego São Mateus, o valor máximo e mínimo para as chuvas foram iguais a 822.3 e 8.4 µg NH_4^+ l^{-1}, representando uma variação de quase 100 vezes.

Quando da primeira coleta da estação seca de 1998, a concentração no Córrego Alto (745.7 µg NH_4^+ l^{-1}), representou o valor máximo para este ambiente nesta estação. As demais concentrações do íon amônio no Córrego Alto oscilaram entre 585 e 62.1 µg NH_4^+ l^{-1}, até agosto de 1988. No Córrego São Mateus, as concentrações máximas e mínimas na estação seca de 1988 foram iguais a 122.7 e 79.3 µg NH_4^+ l^{-1}. Na última amostragem, em agosto de 1998, apresentou-se o maior valor (111.8 µg NH_4^+ l^{-1}) entre todos os amostrados naquela estação.

A grande variabilidade nas concentrações de NH_4^+, particularmente nas bacias florestais, sugere algum tipo de influência do manejo florestal e/ou ecossistemas ripáricos sobre esta variável.

De fato, a concentração máxima de NH_4^+ (2486.7 µg NH_4^+ l^{-1}), foi detectada na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) em 7 de abril de 1998 quando a exploração florestal na sub-bacia havia se completado. A partir desta data, as operações exploratórias cessaram ao mesmo tempo em que as concentrações na nascente foram se reduzindo. Por outro lado, no trecho médio do Projeto Rubro-Negra (RN2), nesta mesma data a concentração de íon amônio foi cerca de 1/6 (414.5 µg NH_4^+ l^{-1}) da encontrada na nascente. Em 22 de abril de 1998, a concentração de NH_4^+ em RN1 foi igual a 1338.6 µg NH_4^+ l^{-1}, enquanto a concentração em RN2 foi de menos de 1/10 (118.1 µg NH_4^+ l^{-1}). Na Figura 4.15, é mostrada a variação espacial das médios e extremos para as concentrações de NH_4^+ nos córregos florestais.

A concentração média de NH_4^+ entre nascente do Projeto Córrego Grande (CG1) e o trecho médio deste (CG2) - onde não há áreas alagadas entre um ponto e o outro - sofreu uma redução de 28%, passando de 565.6 para 408.2 µg NH_4^+ l^{-1}. O mesmo intervalo entre nascente (RN1) e trecho médio (RN2) exibiu uma redução de 74% na concentração média de amônio, a qual passou de 865.3 para 199 µg NH_4^+ l^{-1}.

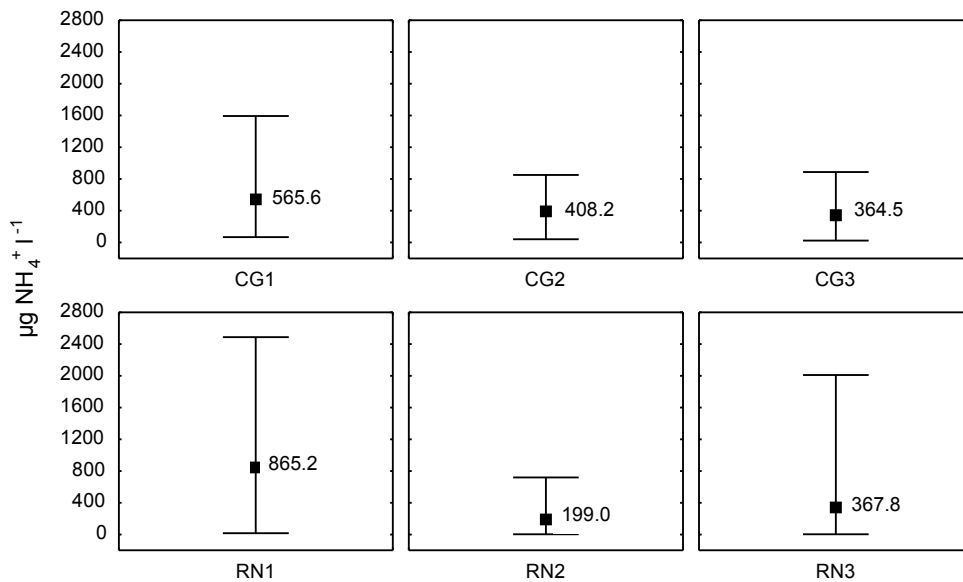



Figura 4.15 Médias (■) das concentrações de NH_4^+, nos córregos das bacias florestais.

O comportamento da concentração média de NH_4^+ l^{-1}, entre RN2 e o trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), sugere que houve um enriquecimento por NH_4^+, neste trecho, já que a concentração média em RN3 (367.8 µg NH_4^+ l^{-1}) foi 84% maior que a concentração média em RN2.

Aparentemente, o fato de existir uma área alagada entre CG2 e o trecho final do Projeto Córrego Grande (CG3) teve um efeito menor sobre as concentrações médias de NH_4^+, pois, a média em CG2 (408.2 µg NH_4^+ l^{-1}) foi 11% menor que a média em CG3 (364.5 µg NH_4^+ l^{-1}), enquanto a redução a montante da área alagada no Projeto Rubro-Negra, como foi dito, ficou em 74%. Na Figura 4.16 encontram-se as médias e as variações para a descarga de NH_4^+ para as bacias florestais e agrícolas.

A descarga média de NH_4^+, cresceu cerca de 40 vezes entre a estação seca de 1997 (1.1 mg NH_4^+ s^{-1}) e a estação chuvosa de 1997/1998 (41.0 mg NH_4^+ s^{-1})) nas bacias agrícolas, caindo para 6.5 mg NH_4^+ s^{-1}, na estação seca de 1998. Nas bacias florestais, a elevação entre a média da descarga, na estação seca de 1997 (1.0 mg NH_4^+ s^{-1}) e nas chuvas (89.3 mg NH_4^+ s^{-1}), foi de 89 vezes, caindo para menos de 1/10 (8.1 mg NH_4^+ s^{-1}) na estação seca.

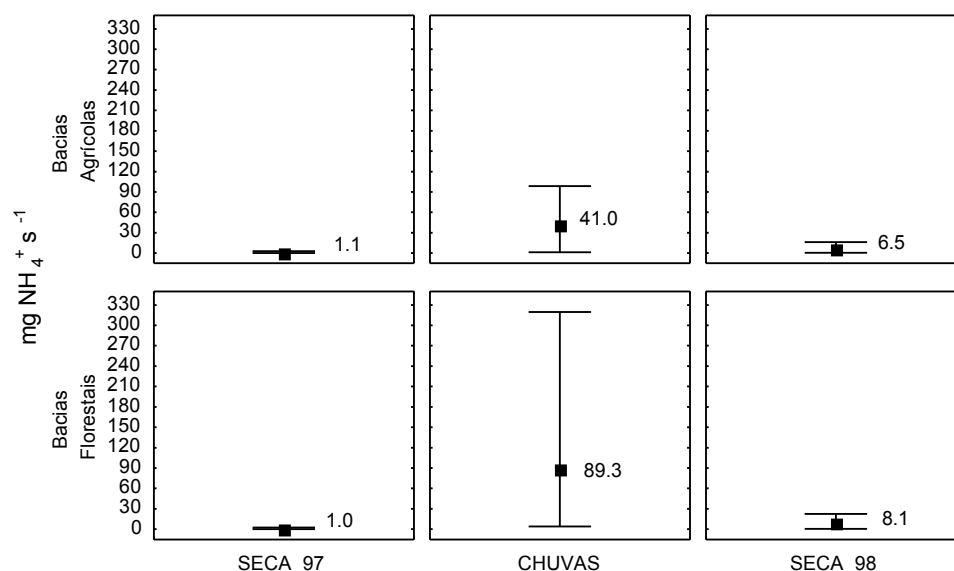



Figura 4.16 Médias (■) das descargas de NH_4^+, pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Os resultados de uma comparação não - paramétrica (Mann - Whitney), entre os valores agrupados nos deferentes usos do solo, para cada estação estudada, indicam não haver diferença na descarga de NH_4^+ para as bacias florestais e agrícolas (Tabela 4.22).

Tabela 4.22. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de NH_4^+ (mg NH_4^+ s^{-1}), nos trechos finais dos córregos nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	32	190	145
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	34	188	383
número de observações - Bacias agrícolas.	5	14	11
número de observações - Bacias florestais.	6	13	21
U	13	85	79
Z ajustado	0.3651	0.2911	1.4481
p	0.7150	0.7710	0.1476

A redução nas concentrações de íon amônio pelas áreas alagadas existentes nas bacias florestais, notadamente no Projeto Rubro-Negra, pode ter contribuído para que não houvesse expressão das atividades de manejo florestal, sobre a descarga de NH_4^+. Tal redução, envolve um componente biológico de assimilação e desnitrificação do íon NH_4^+ até N_2 (Newbold *et alli.*, 1983), cuja taxa qual não foi medida.

4.2.1.4 Nitrogênio Total.

Os córregos florestais apresentaram valores mais elevados de nitrogênio total (NT), em relação aos córregos agrícolas. Em CG2, durante a estação seca de 1998 a concentração de NT variou entre 9800.0 e 140 µg N l^{-1}, constituindo-se nos valores máximo e mínimo encontrados durante a pesquisa, respectivamente. Nos córregos agrícolas, a variação total da concentração de NT foi igual a 8660 µg N l^{-1}, representando a diferença entre valores máximo de 8870.0 µg N l^{-1} (chuvas), e mínimo de 210 µg N l^{-1} (estação seca de 1998) detectados nos trecho médio e final do Córrego Alto, respectivamente.

Os comportamentos das concentrações de NT em função da data de amostragem sugerem que esta variável não teve a mesma resposta dentro dos pares de bacias florestais e agrícolas. Enquanto a bacia do Projeto Rubro-Negra (RN) e Córrego Alto (CA) exibiram picos de concentrações nas mesmas datas, o Projeto Córrego Grande (CG) e o Córrego São Mateus (CS), tendiam, juntos, aos seus valores mínimos (Figura 4.17).

Entre maio e agosto de 1997 (estação seca), a concentração de NT, nos córregos das bacias florestais, variou entre 6520 e 185.6 µg N l^{-1}, nos Projetos Córrego Grande e Rubro-Negra, respectivamente. Nas bacias agrícolas, os valores máximo (5470 µg N l^{-1}) e mínimo (613.9 µg N l^{-1}) foram detectados no Córrego São Mateus, enquanto que a variação, no Córrego Alto foi menor (2940 a 1036 µg N l^{-1}).

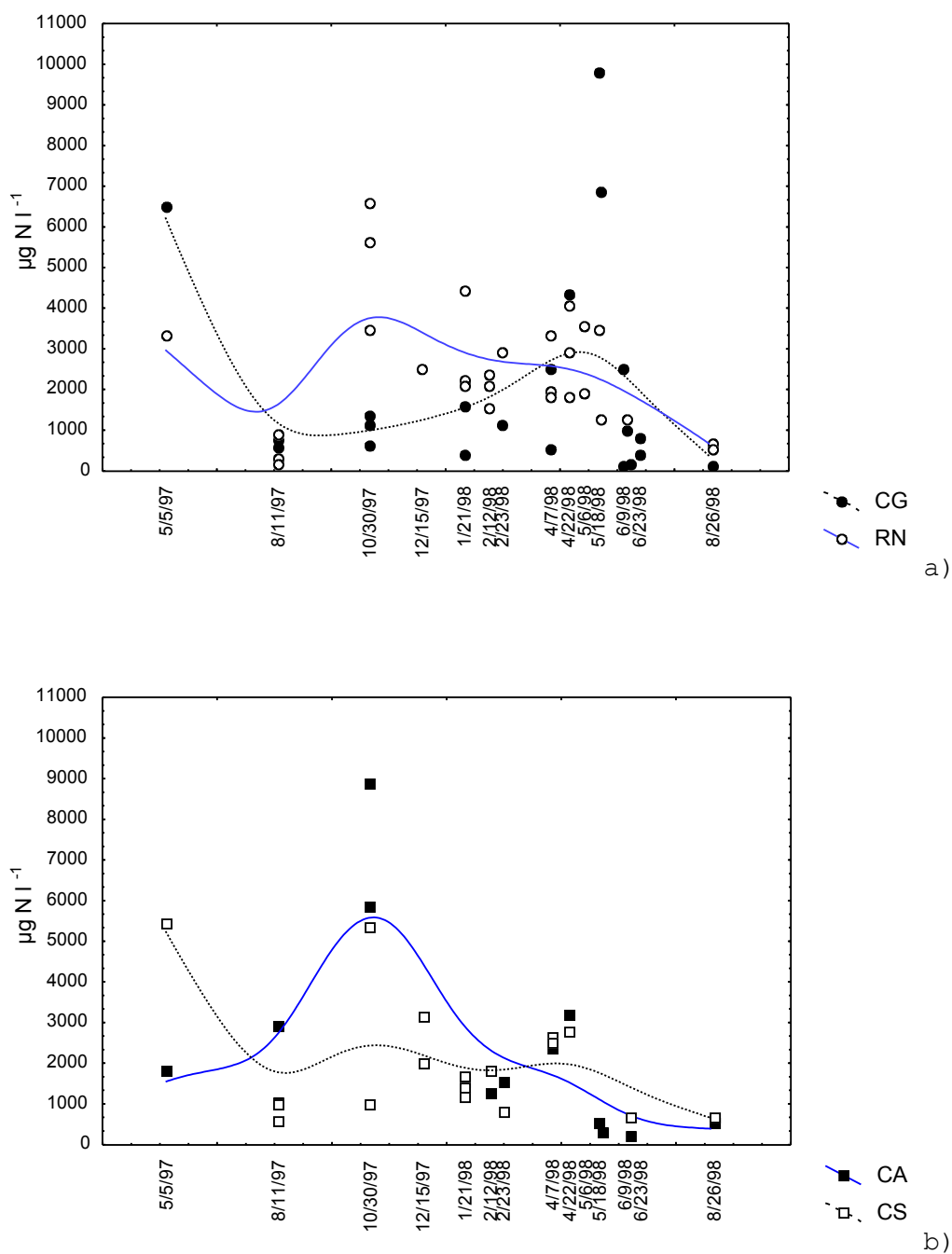



Figura 4.17 Distribuições e tendências das concentrações de nitrogênio total, em função da data de amostragem em: a) córregos drenando bacias florestais; b) córregos drenando bacias agrícolas.

Com o advento da estação chuvosa, ocorre um pico de concentrações no Córrego Alto, quando os valores variaram entre 5870 a 8870 µg N l^{-1}. As concentrações de NT também aumentam no Córrego São Mateus, porém, com valor máximo (5370 µg N l^{-1}) e mínimo (1000 µg N l^{-1}) menores que aqueles detectados no Córrego Alto.

O Projeto Rubro-Negra também exibe um pico de concentrações na primeira coleta da estação chuvosa, quando os valores oscilaram entre 6620 e 3500 μg N l^{-1}. O Projeto Córrego Grande, ao contrário, exibiu valores menores (1360 a 650 μg N l^{-1}) na primeira amostragem realizada na estação chuvosa, em relação à estação seca de 1997.

Para o restante da estação chuvosa, o Córrego Alto variou suas concentrações de NT entre 1540 e 1260 μg N l^{-1}, enquanto o Córrego São Mateus teve variação maior (3170 a 840 μg N l^{-1}) entre os valores restantes da estação chuvosa.

O Projeto Rubro-Negra apresentou uma segunda elevação em seus valores de NT na estação chuvosa, com valor igual a 4450 μg N l^{-1} em sua nascente no mês de janeiro de 1998. No restante da estação chuvosa este ambiente apresentou os maiores valores dentre todos os ambientes estudados, e que variaram entre 1540 e 2940 e μg N l^{-1} (fevereiro de 1998).

A tendência para a estação seca de 1998 foi a de uma diminuição conjunta das concentrações de NT nos córregos agrícolas, que variaram entre 3220 e 2380 μg N l^{-1} em abril de 1998, para 700 (Córrego São Mateus) e 560 μg N l^{-1} (Córrego Alto), em agosto 1998.

Para os córregos florestais, o Projeto Córrego Grande apresentou uma elevação progressiva dos valores das concentrações na estação seca de 1998, até um pico entre 9800 e 6870 μg N l^{-1} em maio. A partir daí, os valores experimentaram uma diminuição contínua até agosto (com um pico secundário em junho, igual a 2520 μg N l^{-1}) que registrou valores entre 140 e 700 μg N l^{-1} na nascente e trecho final do Projeto Córrego Grande, respectivamente.

Uma elevação nos valores de NT também foi notada no Projeto Rubro-Negra a partir da primeira coleta do período seco de 1998 (7 de abril), atingindo o valor máximo de 4060 μg N l^{-1}, em 22 de abril. Depois desta data, os valores se mantiveram entre 3562 e 1260 μg N l^{-1}, de maio a

junho de 1998, caindo para 700 e 560 µg N l^{-1}, no trecho médio e trecho final do ambiente.

A redução na concentração média de nitrogênio total, entre a nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) e seu trecho médio (RN2), foi menor que a redução verificada para o nitrato e íon amônio. Para o Projeto Córrego Grande, houve aumento da concentração média de nitrogênio total, entre a nascente (CG1) e o trecho médio (CG2), conforme a Figura 4.18.

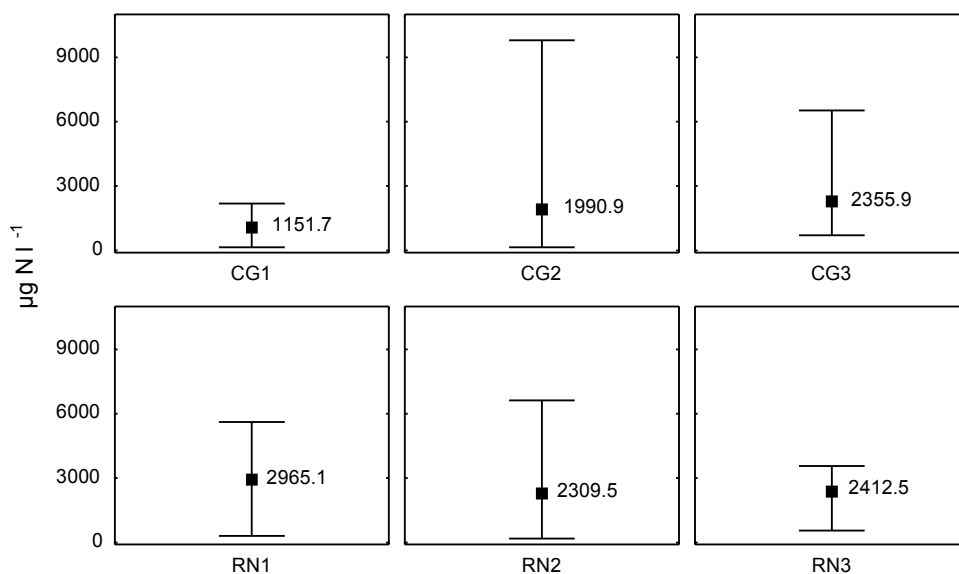



Figura 4.18 Médias (■) das concentrações de N total nos córregos florestais, em função do ponto de coletas.

Em RN1, a concentração média de NT (2965.1 µg N l^{-1}) foi 22% maior que a concentração média em RN2 (2309.5 µg N l^{-1}), enquanto a concentração média em RN3 (2412 µg N l^{-1}), foi cerca de 4% e 22% maior em relação a RN2 e RN3.

No Projeto Córrego Grande, ao contrário do que ocorreu com o nitrato e íon amônio, houve um aumento de 18% na concentração média de NT entre CG2 (1990.9 µg N l^{-1}) e CG3 (2355.9 µg N l^{-1}). Aparentemente, a área alagada entre estes pontos, funcionou como fonte de nitrogênio orgânico para o curso d’água, já que as formas inorgânicas de N, como visto acima, decresceram em suas médias, no mesmo intervalo.

Na estação seca de 1997, a descarga média de nitrogênio total foi maior nas bacias agrícolas (276.4 mg N s^{-1}), que nas bacias florestais (136.5 mg N s^{-1}). Porém, a variação entre máximo e mínimo, foi menor nas bacias florestais (255.4 a 18 mg N s^{-1}, em comparação com as bacias agrícolas (661.9 a 100.1 mg N s^{-1}), como pode ser visto na Figura 4.19.

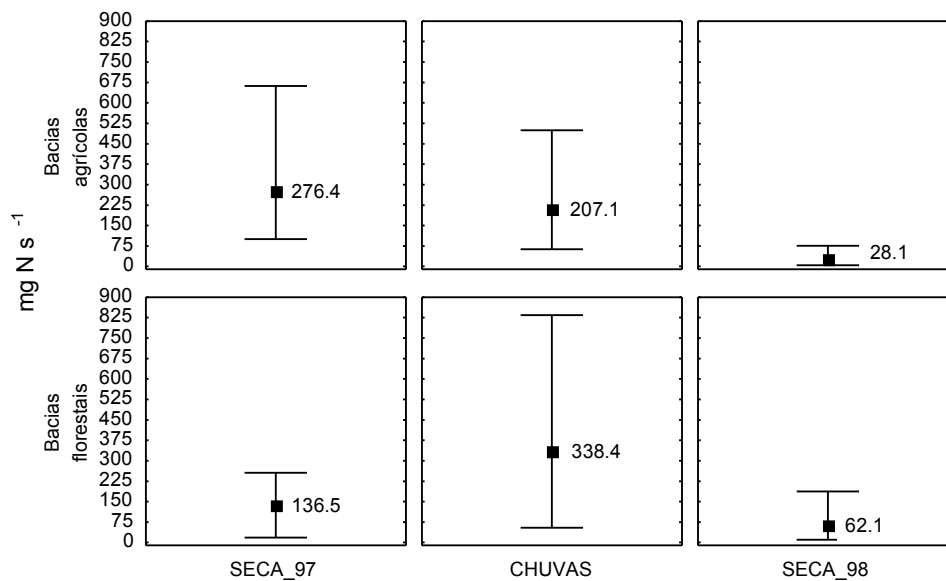



Figura 4.19 Médias (■) das descargas de N total nos córregos agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Nas chuvas as bacias florestais exportaram NT a uma taxa média (338.4 mg N s^{-1}) mais elevada que as bacias agrícolas (207,1 mg N s^{-1}). As primeiras também apresentaram maior variação entre o valor máximo (834.1 a 53.8 mg N s^{-1}), que as últimas (498.8 a 63 mg N s^{-1}).

As bacias florestais continuaram a exportar mais nitrogênio (62.1 mg N s^{-1}), que a taxa média nas bacias agrícolas (28.1 mg N s^{-1}) na estação seca de 1998. A variação entre máximo e mínimo, também foi mais elevada nas bacias florestais (186.9 a 9.8 mg N s^{-1}) que nas bacias agrícolas (75.6 a 4.2 mg N s^{-1}).

Não houve diferença significativa entre os valores das descargas de nitrogênio total das bacias florestais e agrícolas, durante as

estações seca de 1997 e chuvosa de 1997/1998. Na estação seca de 1998, as bacias florestais apresentaram valores de descarga de nitrogênio total significativamente mais elevadas (Tabela 4.23).

Tabela 4.23. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de N total (mg N s^{-1}), nos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	40	193	130
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	50	185	398
número de observações - Bacias agrícolas.	5	13	11
número de observações - Bacias florestais.	6	14	21
U	5	80	64
Z ajustado	1.825	0.534	2.0435
p	0.0679	0.5934	0.0410*

4.2.2 Fósforo.

4.2.2.1 Orto - Fosfato (PO_4^{3-}).

Em todas as amostragens a variação entre valor máximo e mínimo foi menor nos córregos florestais, com o valor mínimo (3.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}), ocorrendo em 7 amostragens, sempre na estação seca de 1997. A maior concentração de PO_4^{3-}, ocorreu na estação seca de 1998, em CG3 (89.4 µg PO_4^{3-} l^{-1}).

Nos córregos agrícolas a concentração mínima (3.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}) de orto - fosfato, detectada em CS2 no início das chuvas, foi próxima ao mínimo das bacias florestais. Porém a concentração máxima (678.2 µg PO_4^{3-} l^{-1}), amostrada em CA3, na estação seca de 1998, foi 7.6 vezes maior que a concentração máxima nas bacias florestais.

A plotagem das concentrações de PO_4^{3-}, em função das datas de amostragem, mostra que, exceto pelos dois valores máximos, citados acima, o restante das concentrações das bacias florestais, se manteve

abaixo de 30 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto que nos córregos agrícolas, as concentrações estiveram sempre abaixo de 45 µg PO_4^{3-} l^{-1} (Figura 4.20).

Dos córregos em bacias agrícolas, o Córrego Alto, teve as concentrações mais elevadas de PO_4^{3-}, na estação seca de 1997, as quais variaram entre 18.3 e 11.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto o Córrego São Mateus, teve concentrações entre 5.2 e 13.3 µg PO_4^{3-} l^{-1}.

Tanto os valores, quanto as diferenças entre máximos e mínimos das concentrações de PO_4^{3-}, foram menores nos córregos florestais, durante a estação seca de 1997. Na bacia do Projeto Córrego Grande, as concentrações variaram entre 8.3 e 3.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto que na bacia do Projeto Rubro-Negra, a diferença entre concentração máxima (7.5 µg PO_4^{3-} l^{-1}) e mínima (4.4 µg PO_4^{3-} l^{-1}), foi menor.

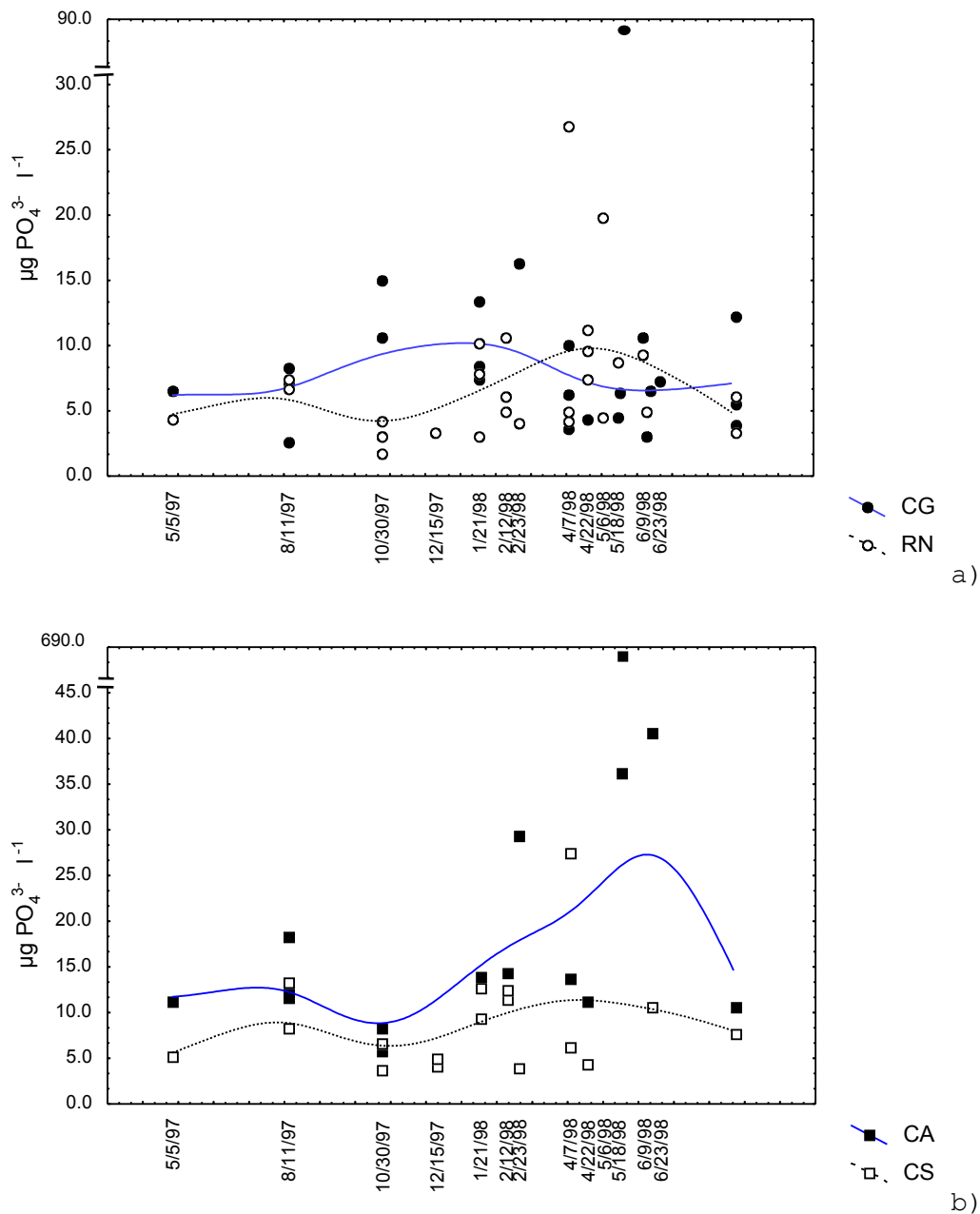



Figura 4.20 Distribuições e tendências das concentrações de orto-fosfato, em função da data de amostragem em: a) córregos drenando bacias florestais; b) córregos drenando bacias agrícolas. Notar as quebras de escalas nos eixos "Y".

Na primeira coleta da estação chuvosa, em outubro de 1997, o Córrego Alto, continuou a apresentar valores mais elevados nas concentrações de orto - fosfato (8.3 a 5.8 µg PO_4^{3-} l^{-1}), em relação ao Córrego São Mateus (6.7 a 3.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}). Nos córregos em bacias florestais, a tendência do Projeto Córrego Grande, de exibir concentrações mais elevadas de orto - fosfato, em relação ao Projeto Rubro-Negra se manteve na primeira amostragem nas chuvas. No Projeto

Córrego Grande, as concentrações variaram de 15.0 a 3.8 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto que no Projeto Rubro-Negra, a variação ficou entre 4.3 e 3.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}.

Até o final da estação chuvosa, as concentrações no Córrego Alto, se elevaram continuamente, passando de 13.9 µg PO_4^{3-} l^{-1}, para 29.4 µg PO_4^{3-} l^{-1}, entre janeiro e fevereiro de 1998. Neste mesmo período, no Córrego São Mateus, a tendência também foi de elevação, com concentrações variando de 4.2 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em dezembro de 1997, a 12.5 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em fevereiro de 1998. Porém a última coleta no mês de fevereiro mostrou um valor de 4.0 µg PO_4^{3-} l^{-1} para o Córrego São Mateus.

O Projeto Córrego Grande, manteve concentrações mais altas de orto - fosfato, com valores entre 13.4 µg PO_4^{3-} l^{-1} (janeiro de 1998) e 16.3 µg PO_4^{3-} l^{-1} (fevereiro de 1998). O Projeto Rubro-Negra, por sua vez, apresentou uma faixa de variação maior (3.8 a 10.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}), porém, com valores mais baixos, para o restante da estação chuvosa.

Com o advento da estação seca de 1998, houve um pico na concentração de orto - fosfato, no Córrego Alto, que atingiu 678.2 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em 18 de maio de 1998. As amostragens anteriores (7 e 22 de abril de 1998) exibiram valores de 13.8 e 11.2 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto uma amostragem realizada em 20 de maio do mesmo ano (dois dias após o pico registrado), mostrou que a concentração, baixara para 30.3 µg PO_4^{3-} l^{-1}, elevando-se para 40.7 µg PO_4^{3-} l^{-1} e caindo para 10.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em 15 de junho e 26 de agosto de 1998, respectivamente. No Córrego São Mateus, os valores das concentrações de orto - fosfato, foram mais baixos que os encontrados no Córrego Alto, variando entre 4.4 e 27.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}, na estação seca de 1998.

O Projeto Córrego Grande, também teve um pico nas concentrações de orto - fosfato, durante a estação seca de 1998. Em 9 de junho, a concentração, atingiu 89.4 µg PO_4^{3-} l^{-1}, quando tinha ficado entre 3.7 e 10.6 µg PO_4^{3-} l^{-1}, nas amostragens realizadas na estação seca de 1998, anteriores a junho. Nos dias posteriores ao pico da concentração, esta

ficou em 3.7, 6.6 e µg PO_4^{3-} l^{-1}, em 12, 15 e 23 de junho, e 5.5 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em 26 de agosto. Para o Projeto Rubro-Negra, as concentrações de PO_4^{3-}, na estação seca de 1998, variaram entre 26.9 µg PO_4^{3-} l^{-1} (7 de abril) e 3.8 µg PO_4^{3-} l^{-1} (26 de agosto) ambas RN1. Em 6 de maio, ocorreu uma elevação (19.8 µg PO_4^{3-} l^{-1}), porém, em 18 de maio, a concentração caiu para 8.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}.

Os dois picos observados no Córrego Alto e Projeto Córrego Grandes têm três pontos em comum: a) ocorreram nos trechos finais dos córregos; b) as bacias possuem a mesma orientação (sul); c) ambas possuem padrões de drenagem em paralelo. Deste modo, o aumento da concentração de PO_4^{3-}, pode estar relacionado com aporte de nutrientes via precipitação atmosférica orográfica, ocorrida apenas nestas bacias de orientação sul. Boormam & Likens (1996), em 30 anos de medições, calcularam o aporte médio de 0.110 kg PO_4^{3-} ha^{-1} em florestas temperadas do nordeste dos Estados Unidos. Outros fatores, como a concentração de STS, a serem discutidos mais tarde, podem ter influenciado a ocorrência destes picos de concentrações.

Removendo-se o valor "fora de escala", para as concentrações de orto - fosfato, na bacia do Projeto Córrego Grande, nota-se que o efeito da área alagada existente entre CG2 e CG3, na remoção deste composto, foi menos pronunciado que o efeito verificado no Projeto Rubro-Negra (Figura 4.21).

Enquanto a redução na concentração média de orto - fosfato, no Projeto Córrego Grande, foi de 23% entre CG2 (8.9 µg PO_4^{3-} l^{-1}), e CG3 (6.8 µg PO_4^{3-} l^{-1}), no Projeto Rubro-Negra, a redução foi igual a 50%, passando de 10.4 µg PO_4^{3-} l^{-1} (RN1), para 5.2 µg PO_4^{3-} l^{-1} (RN2).

Entre trechos dos córregos florestais, onde não há área alagadas, a concentração média de orto - fosfato subiu. Assim, entre CG1 e CG2, a concentração passou de 7.3 µg PO_4^{3-} l^{-1}, para 8.9 µg PO_4^{3-} l^{-1}, enquanto entre RN2 e RN1, o aumento foi de 26% passando de 5.2, para 7.0 µg PO_4^{3-} l^{-1}).

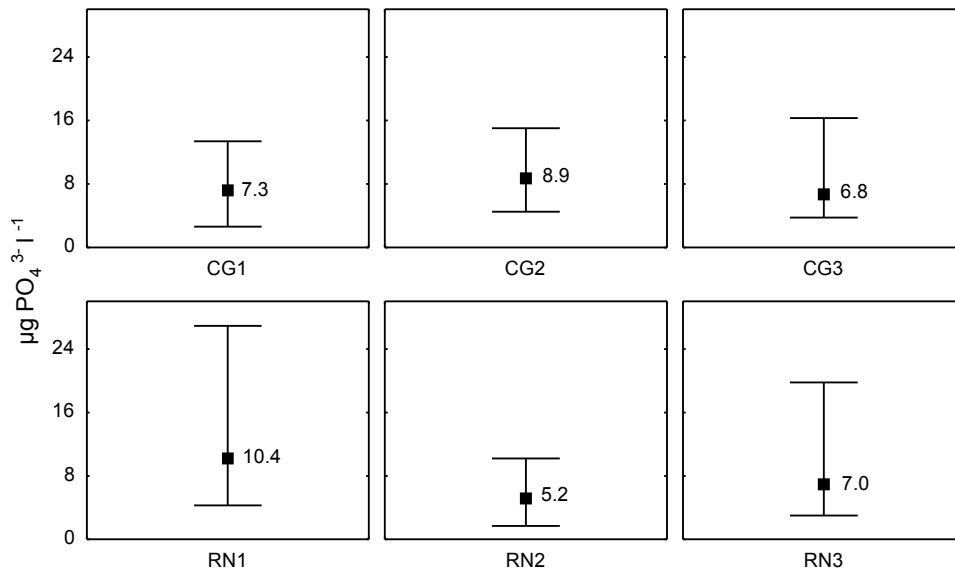



Figura 4.21 Médias (■) das concentrações de orto - fosfato, nos córregos das bacias florestais, em função do ponto de coletas.

Os resultados para as nascentes sugerem que a exploração florestal em RN1 (nascente do Projeto Rubro-Negra), afetou diretamente o comportamento dos valores de orto - fosfato. As concentrações em RN1 foram mais elevadas, após o início das operações de exploração florestal, com um pico de concentração (26.9 µg PO_4^{3-} l^{-1}), em 7 de abril, enquanto, na mesma data, a concentração em CG1 (nascente do Projeto Córrego Grande), era igual a 10 µg PO_4^{3-} l^{-1}. Em 22 de abril, a concentração em RN1, havia caído para 11.3 µg PO_4^{3-} l^{-1}, terminando em 9.4 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em junho de 1998. A concentração em CG1 diminuiu ao longo da estação seca de 1998, atingindo o mínimo de 3.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}, em junho.

Sendo o solo carreado por erosão e a decomposição de matéria orgânica, as principais fontes de orto - fosfato para os ecossistemas aquáticos (Esteves, 1988) é possível que a movimentação de solo promovida pelo transporte e a derrubada de restos de exploração florestal, dentro do curso d'água, tenham liberado o PO_4^{3-}, o qual foi imobilizado pela e/ou biológicamente ao longo do restante da amostragem.

A descarga de orto-fosfato, pelas bacias agrícolas (Figura 4.22), foi significativamente diferente, nas estações secas, da descarga verificada nos córregos florestais. Mas, na estação chuvosa de 1997/1998, não houve diferença significativa entre os valores (Tabela 4.24).

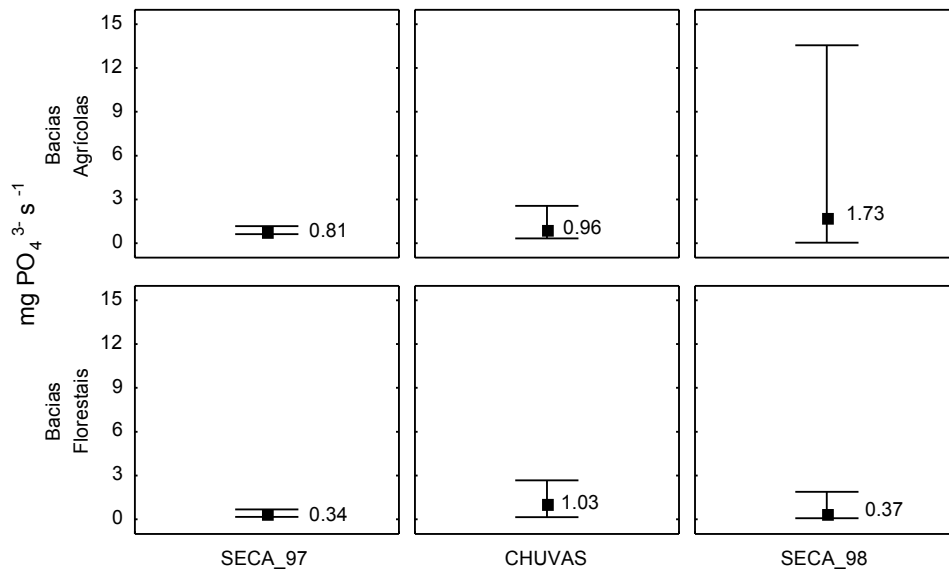



Figura 4.22 Médias (■) das descargas de PO_4^{3-}, pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Na estação seca de 1997, as bacias agrícolas apresentaram descarga média (0.81 mg PO_4^{3-} s^{-1}), 2.4 vezes maior que a descarga média dos córregos em bacias florestais (0.34 mg PO_4^{3-} s^{-1}). Também a variação nestes últimos (0.17 a 0.68 mg PO_4^{3-} s^{-1}), mostrou extremos mais baixos, que nos primeiros (0.62 a 1.16 mg PO_4^{3-} s^{-1}).

Nas chuvas de 1997/1998, não houve diferença significativa entre os valores das descargas de PO_4^{3-} nos córregos florestais e agrícolas. Nas primeiras, a variação entre o valor máximo (2.66 mg PO_4^{3-} s^{-1}) e mínimo (0.14 mg PO_4^{3-} s^{-1}), foi maior que nas últimas (2.56 a 0.33 mg PO_4^{3-} s^{-1}).

As descargas voltam a ser significativamente diferentes na estação seca de 1998. Os valores nos córregos agrícolas, variaram entre 13.56 mg PO_4^{3-} s^{-1} e 0.03 mg PO_4^{3-} s^{-1}, com média igual a 1.73 mg PO_4^{3-} s^{-1},

enquanto nos córregos florestais, esta variação (0.08 a 1.88 mg PO_4^{3-} s^{-1}) e descarga média (0.37), foram menores.

Mesmo com a retirada dos picos de concentrações, verificados no Córrego Alto e Projeto Córrego Grande, a diferença entre as descargas das bacias agrícolas e florestais, permaneceria significativa.

Tabela 4.24. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de PO_4^{3-} (mg PO_4^{3-} s^{-1}), nos trechos finais dos córregos nos córregos agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca de 1997	Estação chuvosa de 1997/1998	Estação seca de 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	43	197	199
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	23	181	329
número de obs.- Bacias agrícolas.	5	14	11
número de obs - Bacias florestais.	6	13	21
U	2	90	136
Z ajustado	2.375	0.04853	2.6943
p	0.0176*	0.9612	0.0487*

4.2.2.2 Fósforo Total.

No Córrego São Mateus, na estação chuvosa, verificou-se a concentração máxima de fósforo total, em toda a pesquisa: 10080 µg P l^{-1}, ou 10.08 mg P l^{-1}, a qual foi 1326 vezes superior ao valor mínimo (7.6 µg P l^{-1}) encontrado nos córregos agrícolas.

Nos córregos florestais, a variação foi da ordem de 73 vezes, entre o valor máximo (145.2 µg P l-1) e mínimo (2.0 µg P l-1) verificados para RN1 (estação seca de 1998) e RN2 (chuvas), respectivamente.

Na Figura 4.23, encontram-se as variações para as concentrações de fósforo total nas nascentes, trechos médios e trechos finais, em função do tempo, para os córregos agrícolas e florestais. Devido ao fato das concentrações máximas verificadas nos córregos agrícolas, terem sido muito elevados em relação às demais, houve a necessidade de se representar a variação espacial em separado.

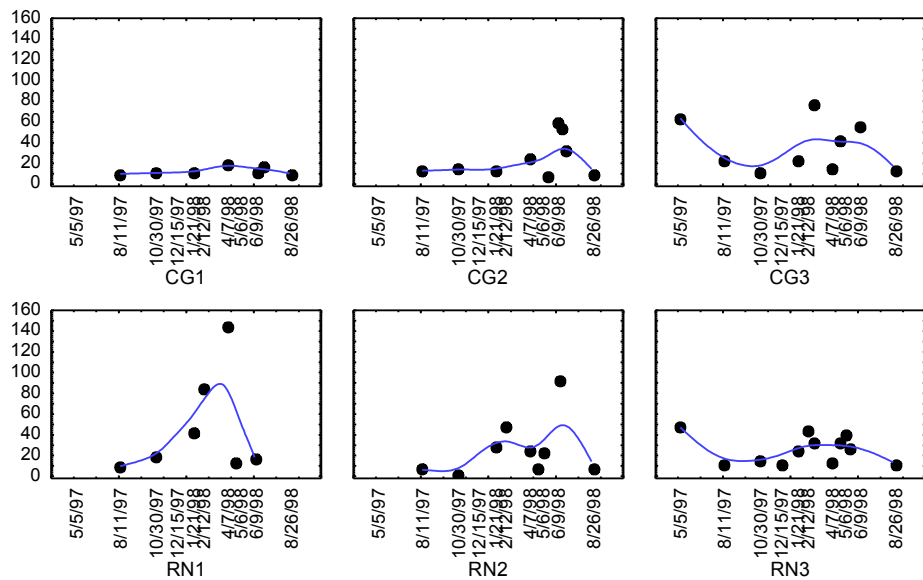
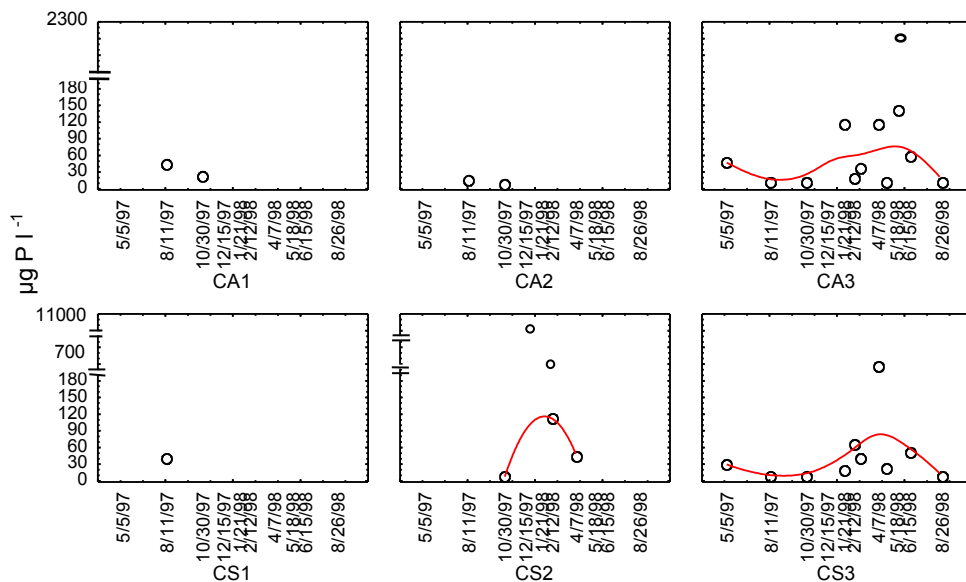



Figura 4.23 Distribuições e tendências das concentrações de fósforo total (µg P l^{-1}), em função da data de amostragem em: a) córregos drenando bacias florestais; b) córregos drenando bacias agrícolas. Notar as quebras de escalas nos eixos "Y", nestas últimas.

Entre os córregos florestais, o comportamento das concentrações de fósforo total em função do ponto de coletas foi distinto: enquanto os valores no Projeto Rubro-Negra diminuíram suas diferenças entre máximo e mínimo, à medida que se descia o curso d'água, o oposto ocorreu no Projeto Córrego Grande, com variações maiores no sentido nascente - trecho final.

Em RN1, as concentrações elevaram-se de 10.0 µg P l^{-1} na estação seca de 1997 para 19.7, 42.0 e 85.0 µg P l^{-1} na estação chuvosa de 1997/1998. Com o advento da estação seca - e a aceleração da exploração florestal em sua sub - bacia - a concentração de P total em RN1 atingiu 145.0 µg P l^{-1} na primeira coleta da estação seca de 1998. Houve uma redução para 13 e 18 µg P l^{-1}, em 22 de abril e 9 de junho de 1998, respectivamente. Em RN2, a concentração na estação seca de 1997 (12.7 µg P l^{-1}), reduziu-se para 6.7 µg P l^{-1} no início das chuvas, atingindo 48 µg P l^{-1} no pico das concentrações de P total no mês de fevereiro. Na estação seca de 1998, variou entre 93.0 e 7 µg P l^{-1}, entre junho e agosto.

No trecho final do Projeto Rubro-Negra (RN3), as concentrações estavam em declínio entre maio (48.0 µg P l^{-1}) e agosto de 1998 (12.0 µg P l^{-1}). O início da estação chuvosa não alterou muito a concentração em RN3, que foi igual a 15.0 µg P l^{-1} e 12.0 µg P l^{-1} em outubro e dezembro de 1997, respectivamente. Porém, as concentrações em janeiro (26.0 µg P l^{-1}) e fevereiro de 1998 (44.0 µg P l^{-1}) foram 117 e 267% superiores à concentração dezembro de 1997. Na estação seca de 1998, RN3 exibiu um pico de concentração (33.0 µg P l^{-1}) em abril, com os valores restantes variando de 12.0 a 18.0 µg P l^{-1}.

Na nascente do Projeto Córrego Grande, as concentrações foram muito estáveis, variando entre 10 e 11 µg P l^{-1} durante a estação seca de 1997 e estação chuvosa, respectivamente. A única concentração mais elevada aconteceu em 7 de abril de 1998 (20 µg P l^{-1}), sendo que no restante da estação seca de 1998 as concentrações voltaram ao valor de 11 e 10 µg P l^{-1}. Tal estabilidade nos valores de P total não foi verificada em CG2, onde houve um aumento nas concentrações a partir do início da estação seca de 1998 - até então, os valores variaram de 13 a 15 µg P l^{-1} nas estações seca de 1997 e chuvosa de 1997/1998, quando passou a 26 µg P l^{-1} (7 de abril) caindo para 7 µg P l^{-1} (6 de maio)

tendo um pico de 59 μg P l^{-1} (9 de junho) e finalmente declinando para 33 e 10 μg P l^{-1} em junho e agosto de 1998, respectivamente.

A oscilação entre máximos e mínimos em CG3 foi maior, com as concentrações variando na estação seca de 1997 entre 64.2 μg P l^{-1} (maio) e 23.7 (agosto). Na estação chuvosa, houve uma elevação das concentrações entre outubro de 1997 (10.9 μg P l^{-1}) e janeiro de 1998, quando se verificaram valores de 24 e 78 μg P l^{-1}. Na estação seca de 1998, os valores das concentrações de P total se elevaram de 16 μg P l^{-1} (abril) para 55 μg P l^{-1} (junho), voltando a cair em agosto (13 μg P l^{-1}).

Tais resultados sugerem que enquanto houve efeito da exploração florestal, sobre as concentrações de P total no Projeto Rubro-Negra, o mesmo foi mitigado à medida que o curso d'água atravessava o área alagada existente entre RN1 e RN2, fazendo com a variação dos valores de P total, fosse menor. Já no Projeto Córrego Grande, o efeito mitigador da área alagada sobre os valores das concentrações de P total parece ter sido menor que verificado para Rubro-Negra. Porém, como visto anteriormente, o fósforo inorgânico sofreu uma redução nas concentrações entre CG2 e CG3, sugerindo que este aumento na concentração de P total se deveu a um aumento na concentração de fósforo orgânico.

Nos córregos agrícolas, houve dois picos pronunciados nos valores da concentração de P total: o primeiro no Córrego São Mateus, com valores iguais a 10080.0 e 8375.0 μg P l^{-1} em dezembro de 1998; o segundo no Córrego Alto durante a estação seca de 1998, com valor igual a 2219.0 μg P l^{-1}. No Córrego São Mateus é interessante notar-se que os valores mais elevados sempre ocorreram no trecho médio (CA2), com redução nos valores medidos em CA3. Por exemplo, a concentração máxima (10080.0 μg P l^{-1}) foi amostrada em CA2 e, alguns minutos mais tarde, a segunda concentração mais elevada (8375 μg P l^{-1}) era amostrada em CA3. Isto representou uma redução de 1705 μg P l^{-1} (17%) entre CA2 e CA3.

Também na estação chuvosa, em janeiro de 1998, a concentração amostrada em CA2 (697 µg P l^{-1}), foi quase quarenta vezes superior a concentração em CA3 (18 µg P l^{-1}). O mesmo padrão se repetiu em fevereiro, quando a concentração em CA2 (112 µg P l^{-1}), foi cerca de 90% da concentração em CA3 (67 µg P l^{-1}). Na estação seca de 1998, porém, o padrão se inverteu, com a concentração em CA3 (206 µg P l^{-1}), sendo 4.5 vezes maior que a concentração em CA2 (46 µg P l^{-1}). Para o restante da estação seca de 1998, as concentrações de P total em CA3, variaram entre 52 e 10 µg P l^{-1}.

As razões para esta variação entre pontos próximos (menos de 2000 metros), sem ecossistemas ripáricos intermediários, não ficaram claras. Qualquer que seja o processo de remoção do fósforo, pela coluna d'água, certamente envolve uma ação biológica, física e/ou química, extremamente eficiente. Esteves (1988) argumenta que a entrada de argila coloidal em ecossistemas aquáticos tropicais, pode reduzir a quantidade de fósforo através da adsorção de PO_4^{3-} às superfícies das argilas.

No Córrego Alto durante a estação seca de 1997, as concentrações de P total foram semelhantes àquelas verificadas no Córrego São Mateus no mesmo período, variando entre 48 µg P l^{-1} em maio (CA1) e 13 µg P l^{-1} em em agosto (CA3). Durante a estação chuvosa, houve um pico de 115 µg P l^{-1}, com o restante das concentrações, variando entre 10 e 37 µg P l^{-1}.

No início da estação seca de 1998, a concentração de P total no Córrego Alto, voltou a subir com valor igual a 117 µg P l^{-1}, caindo para 13 µg P l^{-1} em 22 de abril. Em 18 de maio, a concentração elevou-se para 2219 µg P l^{-1}. Dois dias depois, em 20 de maio, reduziu-se para 141 µg P l^{-1}, terminando em 14 µg P l^{-1}, em agosto de 1998.

Considerando-se as flutuações encontradas, os ambientes drenando bacias agrícolas, parecem possuir um regime em forma de picos ou "pulsos" de descargas de fósforo total, enquanto as bacias florestais liberariam o fósforo, de forma mais contínua em função do tempo. Na

Figura 4.24, encontram-se as variações e descargas médias (mg P s^{-1}) de fósforo total, as bacias florestais e agrícolas.

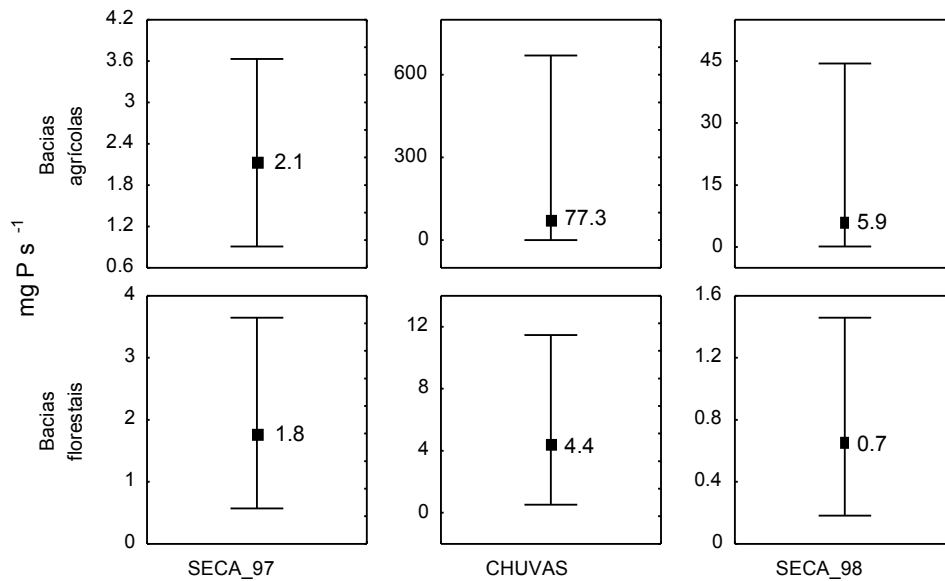



Figura 4.24 Médias (■) das descargas de fosforo total (mg P s^{-1}), pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas. Notar as diferentes escalas para cada estação e uso dos solos nos córregos.

Pelo teste de Mann - Whitney, houve diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade entre as concentrações de fósforo total dos córregos florestais e agrícolas, em todas as estações amostradas.

Nos córregos agrícolas, a variação da descarga de cerca de 4 vezes (0.9 a 3.7 mg P s^{-1}) na estação seca de 1997, deu lugar a uma variação de 6700 vezes maior nas chuvas (0.1 a 670 mg P s^{-1}), caindo para algo em torno de 320 vezes (0.14 a 5.9 mg P s^{-1}), na estação seca de 1998.

Para os córregos florestais a descarga máxima (3.6 mg P s^{-1}) foi 6 vezes maior que a descarga mínima (0.6 mg P s^{-1}), na estação seca de 1997. Nas chuvas esta diferença entre descarga máxima (0.5 mg P s^{-1}) e mínima (11.5 mg P s^{-1}), subiu para 23 vezes. Na estação seca de 1998, os valores máximo (1.5 mg P s^{-1}) e mínimo (0.2 mg P s^{-1}), foram menores que os verificados na estação seca de 1997, sendo que a diferença entre eles foi de 7 vezes.

4.2.3 Razão N:P.

Tanto nos córregos florestais quanto agrícolas, a razão N:P nas chuvas foi mais elevada que nas estações secas. Porém, se nos córregos agrícolas, os valores das estações secas foram semelhantes, nos córregos florestais os valores da razão N:P, na estação seca de 1998 foram até 14 vezes mais elevados que os valores da estação seca de 1997 (Figura 4.25).

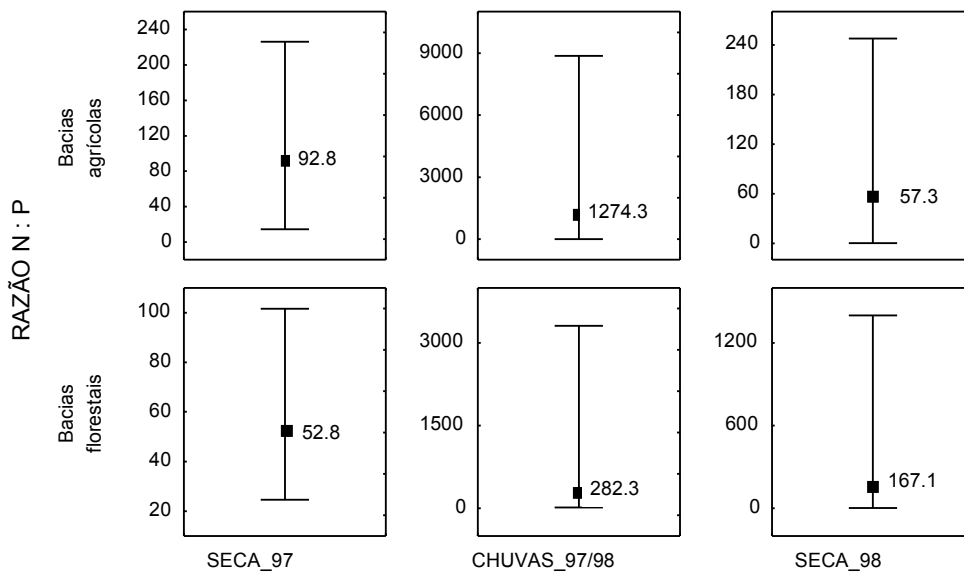



Figura 4.25 Média (■), dos valores das razões N:P nos córregos drenando bacias agrícolas e florestais, em função da estação do ano. Notar as mudanças de escalas nas chuvas de 1997/1998.

Na estação seca de 1997, o valor máximo para a razão N:P nos córregos agrícolas (226.1) foi mais de 2 duas vezes o valor máximo para as bacias florestais (101.6), enquanto os valores mínimos para as primeiras (14.6) foi aproximadamente 60% do valor mínimo nas últimas (24.6). O valor médio nos córregos florestais (52.8) foi 57% do valor médio nos córregos agrícolas (92.8).

Durante as chuvas, a variação nos valores da razão N:P aumentou para as duas categorias de bacias. No entanto, a diferença entre o valor mínimo (0.2) e máximo (8870) nos córregos agrícolas foi 192 vezes maior que a diferença entre os valores extremos (14.4 a 3310),

observada nos córregos florestais. As médias nos córregos agrícolas (1274.3) e florestais (282.3) refletiram a magnitude da diferença entre valores extremos nas duas categorias de usos dos solos.

Nos córregos agrícolas os valores da razão N:P tenderam na estação seca de 1998, ao retorno à faixa de variação observada na estação seca de 1997. O valor máximo na estação seca de 1998 (247.7) foi 8% menor que o valor máximo na estação seca de 1997. O valor mínimo observado na estação seca de 1998 (0.2), porém, foi igual a 0.01% do valor calculado para a estação seca de 1997 (14.6).

Nos córregos florestais durante a estação seca de 1998, o valor máximo da razão N:P (1400), foi quase 14 vezes o valor máximo na estação seca de 1997. Já o valor mínimo (2.4), foi seis vezes superior ao valor mínimo na estação seca de 1997.

4.2.4 Razão P total : P inorgânico ($P:PO_4^{3-}$).

Para o cálculo da razão P total: P inorgânico ($P: PO_4^{3-}$), as concentrações de PO_4^{3-} foram expressas como $P-PO_4^{3-}$, para se obter uma relação exata entre a massa total de fósforo e a massa de fósforo sob forma inorgânica.

Comparadas às bacias agrícolas, as bacias florestais apresentaram variações menores de suas razões $P:PO_4^{3-}$, em termos das variações sazonais (Figura 4.26).

Na estação seca de 1997, os valores da razão $P:PO_4^{3-}$ mostraram menor variação nos córregos agrícolas (3.4 a 17.7), que nos córregos florestais (3.2 a 33.4). Os valores sugerem que proporcionalmente, nesta estação o fósforo presente nos córregos das bacias agrícolas tinha maior participação da fração solúvel ou inorgânica que nos córregos florestais.

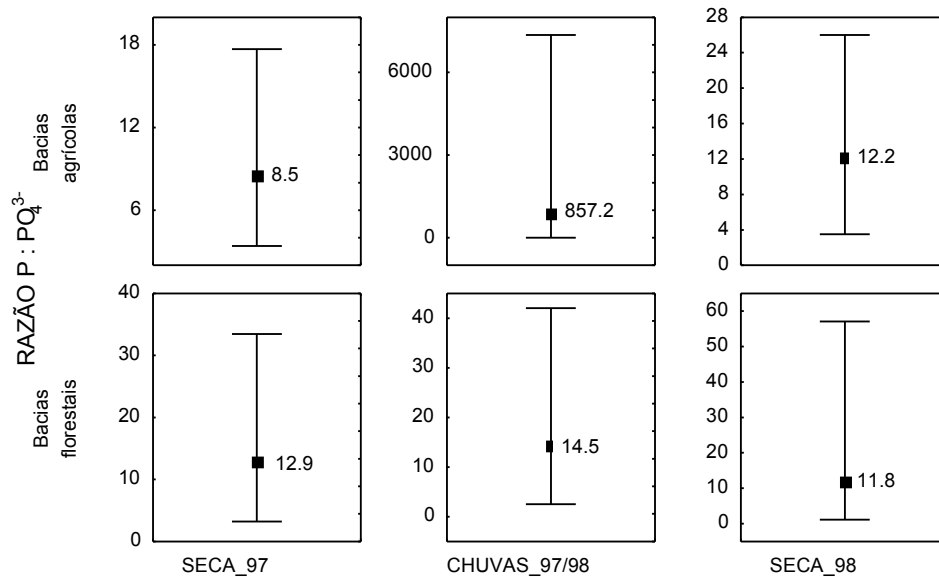



Figura 4.26 Média (■), dos valores das razões $P:PO_4^{3-}$, nos córregos drenando bacias agrícolas e florestais, em função da estação do ano. Notar as mudanças de escalas, para as bacias agrícolas, nas chuvas de 1997/1998.

Com a chegada das chuvas, a faixa de variação entre valor máximo e mínimo da razão $P:PO_4^{3-}$ nos córregos florestais (2.5 a 42), ampliou-se 26%. Já nos córregos agrícolas a faixa de variação (0.5 a 7359.7), foi 515 vezes maior que a faixa de variação da estação seca de 1997 sugerindo um aumento nas formas orgânicas ou insolúveis de P, nas águas dos córregos drenando bacias agrícolas. A média das bacias agrícolas (857.2) foi 59 vezes maior que a média das bacias agrícolas (14.6)

A volta ao período seco em 1998, trouxe os valores máximo (26) e mínimo (3.5), da razão $P:PO_4^{3-}$ nos córregos agrícolas, para algo próximo dos valores observados na estação seca de 1998. Já nos córregos florestais, a variação da variação da razão $P:PO_4^{3-}$ (1.1 a 57), foi mais elevada que a variação nos córregos agrícolas e também mais elevada que a variação nos próprios córregos durante a estação seca de 1997.

Pode-se sugerir com base nestes resultados que as bacias florestais proporcionalmente têm mais participação de fósforo inorgânico, em suas águas, que as bacias agrícolas, apesar de como visto, as concentrações de P total nestas últimas serem via de regra, maiores.

4.2.5 Bases (K, Ca, Mg e Na).

Com exceção do Ca e Mg no Projeto Rubro-Negra, não houve diferenças significativas (Krukal - Wallis, ao nível de 5% de probalidade), entre nascentes, trechos médios e trechos finais, para as concentrações de Ca, Mg, K e Na, nos córregos pesquisados.

Analisou-se sempre a concentração total ou somatório das formas dissolvidas e particuladas. Dessa forma, omitiu-se o adjetivo "total" na citação das concentrações dos elementos, o qual, porém, está implícito.

4.2.5.1 Potássio.

Nos córregos florestais a concentração de K variou entre 3.37 e 0.06 mg K l^{-1} nos pontos RN3 (estação seca de 1997) e RN1 (estação seca de 1998), respectivamente. Nos córregos agrícolas a variação global nas concentrações de potássio, ficou entre 4.81 e 1.20 mg K l^{-1}, verificadas na estação seca de 1998, para CA3 e CS3, respectivamente.

Nos córregos agrícolas, a concentração média de potássio tendeu a aumentar entre a estação seca de 1997 (1.86 mg K l^{-1}) e as chuvas de 1997/1998 (2.27 mg K l^{-1}), para recuar na estação seca de 1998 (2.09 mg K l^{-1}). Para os córregos florestais o comportamento das concentrações médias foi oposto, com a média da estação chuvosa de 1997/1998 (1.25 mg K l^{-1}), sendo menor que a média da estação seca de 1997 (1.47 mg K l^{-1}) e estação seca de 1998 (1.59 mg K l^{-1}).

Em termos sazonais, os córregos florestais apresentaram maior variação nas concentrações de potássio que os córregos agrícolas na estação seca de 1997, enquanto que durante a estação chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998, os córregos agrícolas, tiveram maiores diferenças entre máximos e mínimos (Figura 4.27).

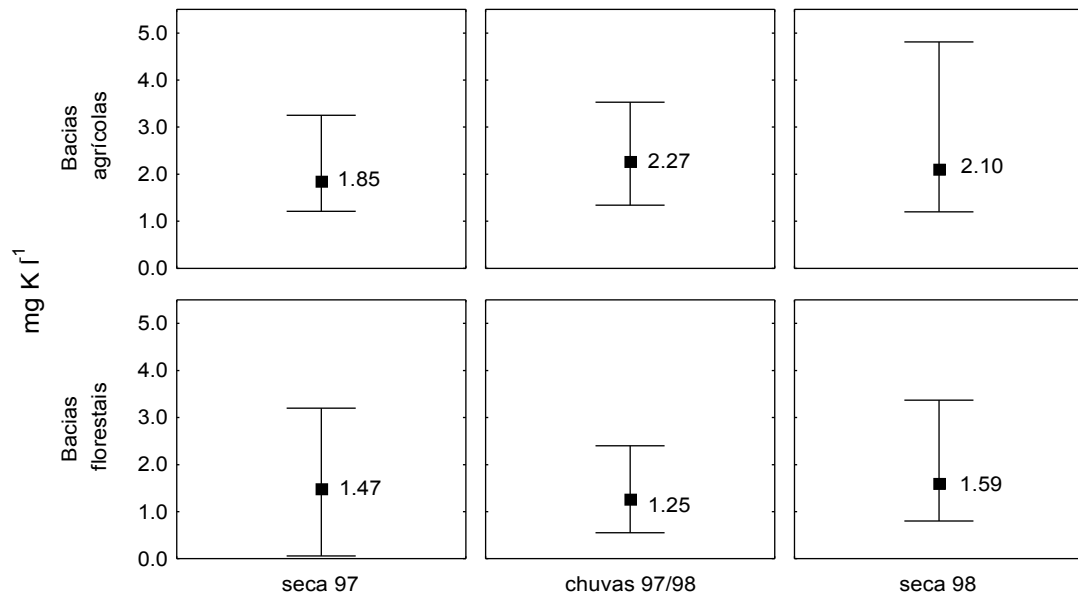



Figura 4.27 Médias (■) das concentrações de potássio (mg K l^{-1}), nos córregos agrícolas e florestais, em cada estação amostrada.

Nos córregos florestais, a diferença entre concentração máxima (3.20 mg K l^{-1}) e mínima (0.06 mg K l^{-1}), foi de 53 vezes na estação seca de 1997. A diferença entre extremos caiu para 4.4 vezes (2.40 a 0.55 mg K l^{-1}) na estação chuvosa e foi semelhante na estação seca de 1998, quando a concentração máxima (3.37 mg K l^{-1}), foi 4.2 vezes maior que a concentração mínima (0.80 mg K l^{-1}). Nos córregos agrícolas, apesar da concentração máxima (3.25 mg K l^{-1}) ter sido 1.7 vez maior que a mínima (1.21 mg K l^{-1}) na seca estação seca de 1977 - e portanto, possuir menor variação que as bacias florestais - estes valores, sobretudo o valor mínimo, foram maiores que os encontrados nos córregos drenando florestas. Nas chuvas as concentrações máxima (2.40 mg K l^{-1}) e mínima (0.55 mg K l^{-1}) de potássio nos córregos florestais foram menores que a concentração máxima (3.53 mg K l^{-1}) e concentração mínima (1.34 mg K l^{-1}), verificadas nos córregos agrícolas. Por outro lado, a diferença entre valores máximos e mínimos foi maior nos córregos florestais (4.2 vezes), quando comparada à diferença encontrada nos córregos agrícolas (2.6 vezes) na mesma estação chuvosa de 1997/1998.

Na estação seca de 1998, novamente as concentrações máxima (4.81 mg K l^{-1}) e mínima (1.2 mg K l^{-1}), nos córregos agrícolas foram mais elevadas que a concentração máxima (3.37 mg K l^{-1}) e mínima (0.80 mg K l^{-1}), verificada nos córregos florestais. A variação sazonal na descarga de potássio, nos córregos florestais e agrícolas é mostrada na Figura 4.28.

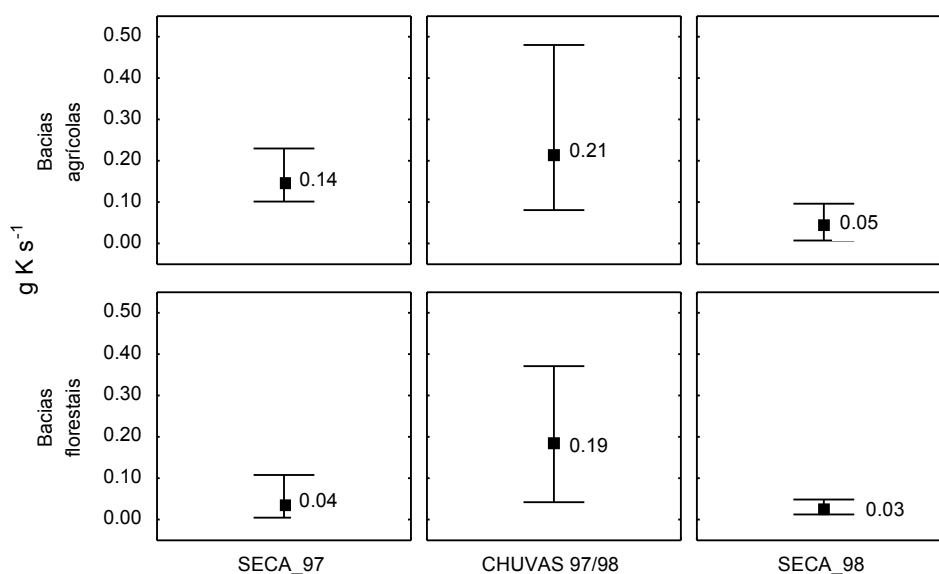



Figura 4.28 Médias (■) das descargas de potássio (g K s^{-1}), pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Na estação seca de 1997, houve diferença significativa entre as descargas de potássio das bacias florestais e agrícolas. Porém, estas descargas foram não significativamente diferentes, na estação chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998 (Tabela 4.25).

Na estação seca de 1997, as bacias agrícolas exportaram o potássio à taxa média de 0.15 g K s^{-1}, com valores entre o mínimo de 0.10 g K s^{-1}, e o máximo de 0.23 g K s^{-1}. Nos córregos florestais essa exportação foi feita à taxa média de 0.04 g K s^{-1} e com valor máximo (0.11 g K s-1) e mínimo (0.005 g K s-1) inferiores àqueles verificados no mesmo período, nos córregos agrícolas.

A média das descargas elevou-se durante o período das chuvas. Nos córregos agrícolas, a média (0.21 g K s^{-1}), foi maior que a média nos

córregos agrícolas (0.19 g K s^{-1}), e novamente os valores de descarga máxima e mínima foram mais elevados nos córregos agrícolas (0.48 e 0.08 g K s^{-1}) do que nos córregos florestais (0.37 e 0.04 g K s^{-1}).

O padrão se manteve na estação seca de 1998, porém, a média nos córregos agrícolas (0.05 g K s^{-1}), foi próxima à média das bacias florestais (0.03), enquanto que na estação seca de 1997, a diferença, foi da ordem de 4 vezes. As diferenças entre os valores máximos e mínimos, para as taxas de exportação de potássio, foram da ordem de 5 vezes nos córregos florestais (0.05 a 0.01 g K s^{-1}) e 14 vezes, nos córregos agrícolas.

Tabela 4.25. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de potássio (g K s^{-1}), nos trechos finais dos córregos nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Chuvas 1997/1998	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	37	228	170
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	29	150	358
número de obs. - Bacias agrícolas.	6	14	11
número de obs. - Bacias florestais.	5	13	21
U	8	59	104
Z ajustado	2.1909	1.553	0.4563
p	0.0284*	0.1205	0.6482

4.2.5.2 Cálcio.

A concentração de cálcio nos córregos florestais foi máxima (1.92 mg Ca l^{-1}), durante estação seca de 1998, em CG3. A concentração mínima (0.09 mg Ca l^{-1}), foi mínima em RN3 na estação seca de 1997.

Nos córregos agrícolas a concentração máxima (2.14 mg Ca l^{-1}) foi amostrada em CS3 na estação seca de 1997, enquanto que a concentração mínima (0.47 mg Ca l^{-1}) foi amostrada na seca de 1998, também em CS3.

Na Figura 4.29 são mostrados os comportamentos das médias e dos valores máximos e mínimos das concentrações de cálcio em função da estação do ano nos córregos agrícolas e florestais.

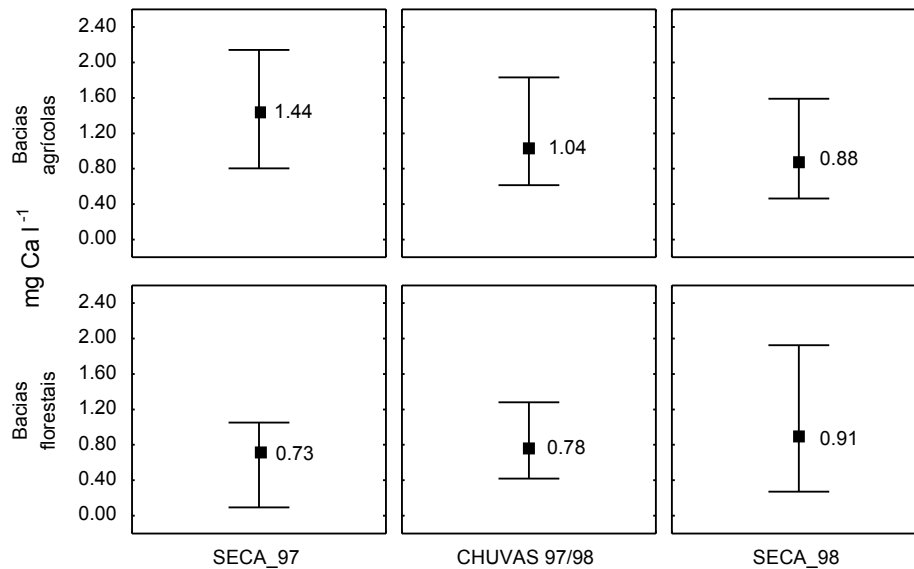



Figura 4.29 Médias (■) das concentrações de cálcio (mg Ca l^{-1}), nos córregos agrícolas e florestais, em cada estação amostrada.

A concentração média de cálcio nos córregos estudados mostrou tendências diferentes em função do tempo. Enquanto nos córregos florestais, a média aumentou de 0.73 mg Ca l^{-1} na estação seca de 1997 para 0.78 e 0.91 mg Ca l^{-1} durante as chuvas e estação seca de 1998, respectivamente, nos córregos agrícolas as concentrações médias caíram de 1.44 mg Ca l^{-1} (estação seca de 1997), para 1.04 mg Ca l^{-1} (chuvas) e 0.88 mg Ca l^{-1} (estação seca de 1998).

Ao mesmo tempo nos córregos agrícolas as concentrações máxima (2.14 mg Ca l^{-1}) e mínima (0.81 mg Ca l^{-1}), na estação seca de 1997, reduziram-se entre as chuvas (1.83 a 0.62 mg Ca l^{-1}) e a estação seca de 1998 (1.59 a 0.46 mg Ca l^{-1}).

Nos córregos florestais as concentrações máximas e mínimas, apesar de tenderem a um aumento entre estação seca de 1997 (1.05 a 0.09 mg Ca l^{-1}) e as chuvas (1.28 a 0.42 mg Ca l^{-1}), apresentaram valores sempre menores que os respectivos valores nos córregos agrícolas. Apenas na estação seca de 1998 a concentração máxima de cálcio nos córregos florestais (1.92 mg Ca l^{-1}), foi superior à concentração máxima nos córregos agrícolas.

Entre as variações na descarga de cálcio, mostradas na Figura 4.30, os valores para as bacias florestais foram consideradas significativamente diferentes dos valores das bacias agrícolas, nas estações secas, mas não na estação chuvosa (Tabela 4.26).

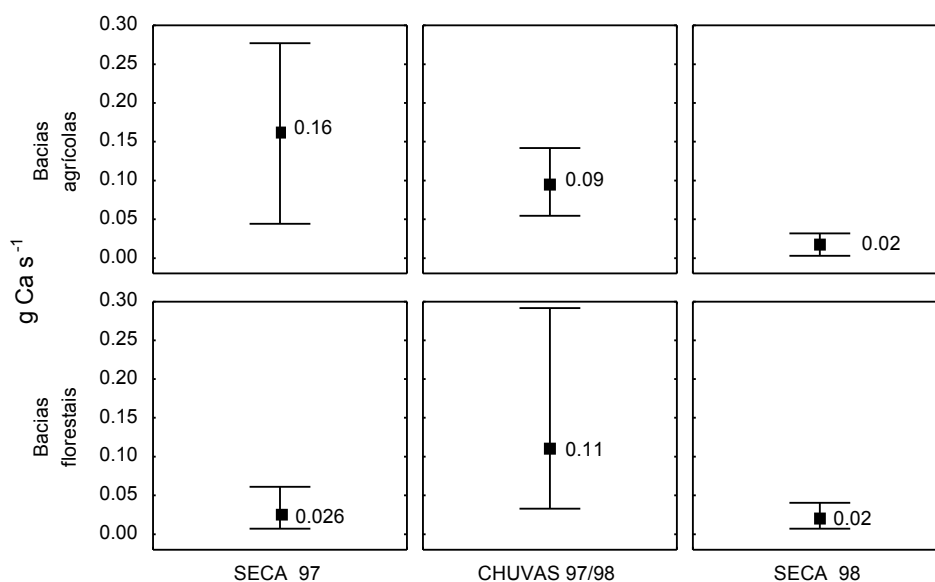



Figura 4.30 Médias (■) das descargas de cálcio (g Ca s^{-1}), pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Tabela 4.26. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de cálcio (g Ca s^{-1}), nos trechos finais dos córregos nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Chuvas 1997/1998	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	43	207	131
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	40	171	397
número de obs. - Bacias agrícolas.	5	14	11
número de obs. - Bacias florestais.	6	13	21
U	2	80	65
Z ajustado	2.3735	0.5338	2.004
p	0.0176*	0.5935	0.0451*

Na estação seca de 1997 a diferença entre a descarga máxima das bacias agrícolas (0.28 g Ca s^{-1}) foi 4.5 vezes maior que a descarga máxima nos córregos florestais (0.06 g Ca s^{-1}), enquanto a descarga mínima (0.04 g Ca s^{-1}) nos córregos agrícolas foi 5.7 vezes superior à ao valor mínimo nos córregos florestais (0.007 g Ca s^{-1}). Apesar de a

média expressar pouco as variações, devido ao elevado (> 20%) coeficiente de variação, a média das bacias agrícolas (0.16 g Ca s^{-1}) foi 5.2 vezes superior à media das bacias florestais (0.03 g Ca s^{-1}).

Nas chuvas de 1997/1998 a distância entre valores máximos da descarga de cálcio diminuiu, porém, desta vez as bacias florestais exibiram um máximo (0.29 g Ca s^{-1}), mais de 2 vezes superior ao máximo das bacias agrícolas (0.14 g Ca s^{-1}). Os valores mínimos foram próximos: 0.05 e 0.03 g Ca s^{-1} nos córregos agrícolas e florestais, respectivamente.

Na volta às condições de seca em 1998, as diferenças entre valores máximos de descarga de cálcio nos córregos florestais (0.04 g Ca s^{-1}) e agrícolas (0.03 g Ca s^{-1}), foi menor que as anteriores. As diferenças entre valores mínimos foram pouco maiores que a verificada na estação chuvosa, com a descarga mínima para a área agrícola (0.002 g Ca s^{-1}), inferior à descarga mínima das bacias florestais (0.007 g Ca s^{-1}).

4.2.5.3 Magnésio.

As concentrações de magnésio foram em sua maior parte inferiores às concentrações de cálcio. Também ao contrário do cálcio, as bacias florestais apresentaram a maior concentração de toda a pesquisa amostrada em RN1 na estação seca de 1998 (4.19 mg Mg l^{-1}). Tal concentração foi 42 vezes maior que a concentração mínima (0.10 Mg l^{-1}), amostrada em CG1, na estação seca de 1997.

Para as bacias agrícolas, a concentração máxima (2.75 mg l^{-1}) foi amostrada em CA3, na estação seca de 1998. Já a concentração mínima, foi igual a 0.22 Mg l^{-1}, amostrada em CA1, na estação seca de 1997.

Os córregos florestais foram mais variáveis em suas concentrações de Mg, do que os córregos das bacias agrícolas, em todas as estações amostradas(Figura 4.31).

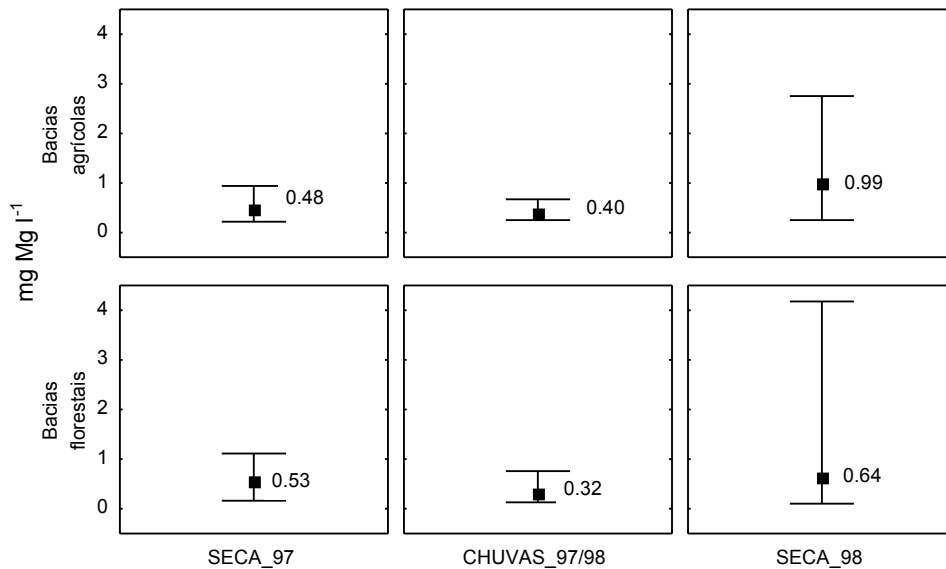



Figura 4.31 Médias (■) das concentrações de magnésio (mg Mg l^{-1}), nos córregos agrícolas e florestais, em cada estação amostrada.

Na estação seca de 1997 houve uma diferença de 15% as concentrações máximas de magnésio entre as bacias florestais (1.11 mg Mg l^{-1}) e agrícolas (0.94 mg Mg l^{-1}). A concentração mínima nos córregos florestais (0.16 mg Mg l^{-1}), foi 27% menor que a concentração mínima nos córregos agrícolas (0.22 mg Mg l^{-1}). A concentração média nos córregos florestais (0.53 mg Mg l^{-1}) foi de 9% maior que a média nos córregos agrícolas (0.48 mg Mg l^{-1}).

Com o advento das chuvas a concentrações máxima nos córregos florestais (0.75 mg Mg l^{-1}) se torna 11% maior que a concentração máxima, nos córregos agrícolas (0.67 mg Mg l^{-1}), embora ambas tenham sido mais baixas em relação às máximas da estação seca de 1997. Já a concentração mínima nos córregos agrícolas (0.25 mg Mg l^{-1}) foi 92% maior que a concentração mínima nos córregos florestais (0.13 mg Mg l^{-1}). Ao contrário da estação seca de 1997, nas chuvas a concentração média nos córregos agrícolas (0.40 mg Mg l^{-1}), foi mais elevada (20%) em relação à concentração média nos córregos florestais (0.32 mg Mg l^{-1}).

Já na seca de 1998, as concentrações máximas elevaram-se em relação às concentrações máximas verificadas nas chuvas. A concentração

máxima nos córregos florestais (4.18 mg Mg l^{-1}) foi uma vez e meia superior à concentração máxima nos córregos agrícolas (2.75 mg Mg l^{-1}). A concentração mínima nos córregos agrícolas não se alterou entre as chuvas e a estação seca de 1998 (0.25 mg Mg l^{-1}), sendo 150% maior que a concentração mínima nos córregos florestais (0.10 mg Mg l^{-1}). A diferença(35%) entre concentrações médias dos córregos florestais (0.64 mg Mg l^{-1}) e agrícolas (0.99 mg Mg l^{-1}) foi mais elevada na estação seca de 98 que nas chuvas.

As variações entre valores máximos e mínimos da descarga de magnésio nos córregos agrícolas foram mais acentuadas na estação seca de 1997, enquanto que nos córregos florestais a variação maior se deu nas chuvas de 1997/1998 (Figura 4.32).

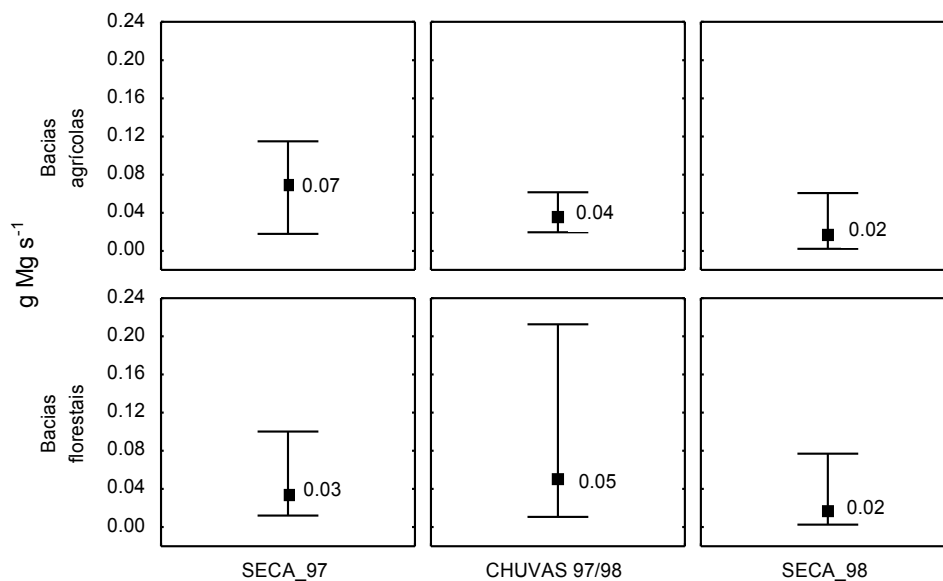



Figura 4.32 Médias (■) das descargas de magnésio (g Mg s^{-1}), pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

Foi de 10% a diferença entre as descargas máximas nos córregos florestais (0.10 g Mg s^{-1}) e agrícolas (0.11 g Mg s^{-1}) na estação seca de 1997. Já a descarga mínima nos córregos agrícolas (0.02 g Mg s^{-1}) foi 2 vezes maior que a descarga mínima verificada nos córregos florestais (0.01 g Mg s^{-1}).

A diferença entre descargas mínima (0.01 g Mg s^{-1}) e máxima (0.21 g Mg s^{-1}) nos córregos florestais durante as chuvas foi de 20 vezes, enquanto que nos córregos agrícolas não passou de 3 vezes (0.02 a 0.06 g Mg s^{-1}). Apesar disto as descargas médias foram semelhantes: 0.04 e 0.05 g Mg s^{-1} para córregos agrícolas e florestais, respectivamente.

Estes valores máximo e mínimo nos córregos agrícolas durante as chuvas repetiram-se durante a estação seca de 1998, com a descarga média, baixando para 0.02 g Mg s^{-1}. Nos córregos florestais, com a redução do valor máximo para 0.08 g Mg s^{-1} a diferença em relação ao valor mínimo (0.02) caiu para 4 vezes. A média (0.02 g Mg s^{-1}) da descarga nesta estação foi menor que a média nas chuvas e igual à média dos córregos agrícolas.

Apesar destas diferenças nas variações entre valores máximos e mínimos, não houve diferença significativa entre os valores encontrados nos córregos florestais e agrícolas para a descarga de magnésio, nas estações secas de 1997 e 1998 e chuvosa de 1997/1998 (Tabela 4.27)

Tabela 4.27. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de magnésio (g Mg s^{-1}), nos trechos finais dos córregos nas bacias agrícolas e florestais, na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Chuvas 1997/1998	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	40	223	181
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	26	155	347
número de obs. - Bacias agrícolas.	5	14	11
número de obs. - Bacias florestais.	6	13	21
U	5	64	115
Z ajustado	1.8257	1.3102	0.0198
p	0.0679	0.1901	0.9841

4.2.5.4 Sódio.

A nascente do Projeto Córrego Grande (CG1) na estação seca de 1997 apresentou a maior concentração de sódio (5.14 mg Na l^{-1}) para os córregos florestais durante toda a pesquisa. Também no Projeto Córrego Grande, em seu trecho médio (CG2), foi amostrada a menor concentração de sódio (0.13 mg Na l^{-1}) nos córregos florestais.

Nos córregos agrícolas foi menor a variação entre a concentração máxima (4.81 mg Na l^{-1}) e mínima (1.20 mg Na l^{-1}) de sódio amostradas na estação seca de 1998, nos trechos finais do Córrego Alto e Córrego São Mateus, respectivamente.

Houve uma redução nos valores da concentração de sódio entre a estação seca de 1997 e a estação chuvosa de 1997/1998, tanto nos córregos agrícolas quanto florestais. Na estação seca de 1998, enquanto nos córregos agrícolas as concentrações retornaram aos valores da estação seca de 1997, nos córregos florestais as concentrações ficaram abaixo das verificadas naquela estação (Figura 4.33).

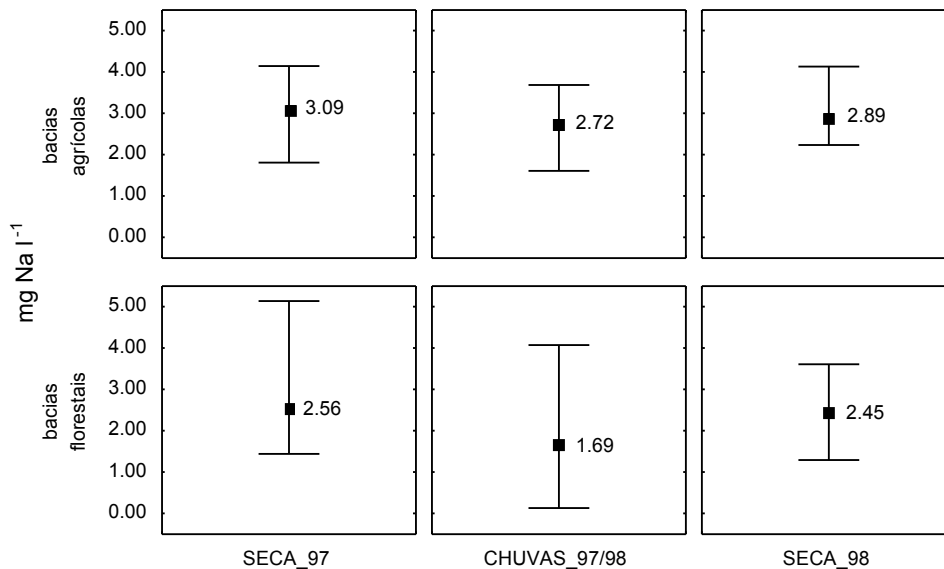



Figura 4.33 Médias (■) das concentrações de sódio (mg Na l^{-1}), nos córregos agrícolas e florestais, em cada estação amostrada.

Nos córregos florestais, à exceção da concentração máxima na estação seca de 1998 (3.60 mg Na l^{-1}), a qual foi 13% menor que a

concentração máxima nos córregos agrícolas (4.13 mg Na l^{-1}) no mesmo período, as concentrações máximas de sódio na estação seca de 1997 (5.14 mg Na l^{-1}) e chuvosa de 1997/1998 (4.07 mg Na l^{-1}), foram 20 e 10% maiores, respectivamente, que as concentrações máximas verificadas nos córregos florestais nas mesmas estações seca de 1997 (4.14 mg Na l^{-1}) e chuvosa de 1997/1998 (4.13 mg Na l^{-1}).

Nos córregos agrícolas, as concentrações mínimas nas estações seca de 1997 (1.81 mg Na l^{-1}), chuvosa de 1997/1998 (1.61 mg Na l^{-1}) e seca de 1998 (1.29 mg Na l^{-1}) foram superiores às concentrações mínimas, verificadas nos córregos florestais tanto nas estações secas de 1997 e 1998 (1.44 e 1.29 mg Na l^{-1}) quanto na estação chuvosa de 1997/1998 (0.13 mg Na l^{-1}).

As médias das concentrações de sódio, nos córregos agrícolas, foram sempre mais elevadas que as médias nos córregos florestais. A maior diferença (37.5%) foi verificada nas chuvas, quando a média nos córregos florestais, foi de 1.7 mg Na l^{-1}, enquanto nos córregos agrícolas chegou a 2.72 mg Na l^{-1}. As diferenças entre as médias nas estações secas de 1997 e 1998 foram iguais a 17% e 16%, respectivamente.

Os valores máximos e mínimos da taxa de exportação de sódio, tanto nos córregos florestais quanto agrícolas, mostraram variações mais elevadas na estação seca de 1997 e chuvosa de 1997/1998, em relação à estação seca de 1998 (Figura 4.34).

Na estação seca de 1997, a descarga máxima de Na nos córregos agrícolas (0.47 g Na s^{-1}) foi 2.5 vezes a descarga máxima nos córregos florestais (0.19 g Na s^{-1}). Já a descarga mínima nos córregos agrícolas (0.18 g Na s^{-1}), foi 4.5 vezes a descarga nos córregos florestais (0.04 g Na s^{-1}). A descarga média nos córregos florestais (0.10 g Na s^{-1}) foi cerca de 1/3 da descarga media nos córregos agrícolas (0.29 g Na s^{-1}).

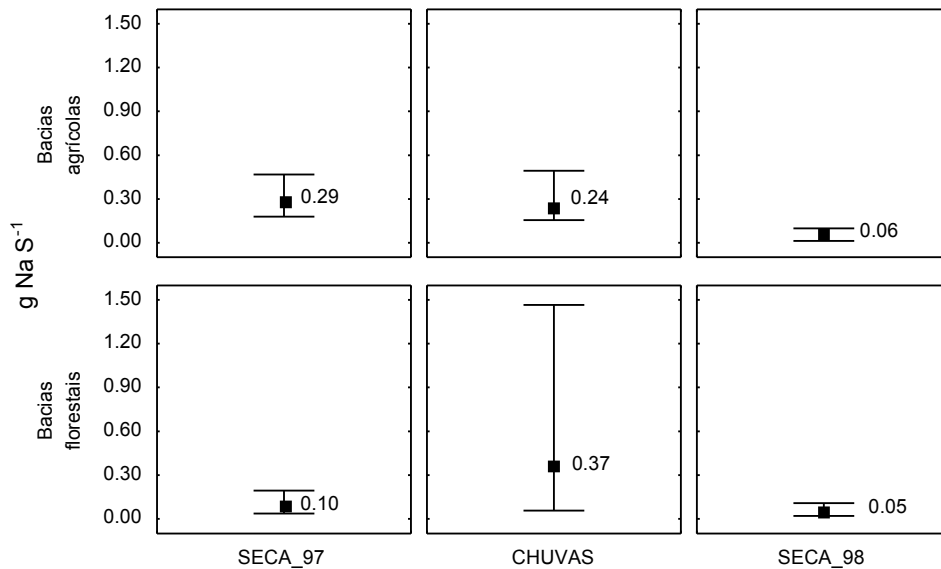



Figura 4.34 Médias (■) das descargas de sódio (g Na s^{-1}), pelos córregos das bacias agrícolas e florestais, nas estações amostradas.

A situação se inverteu na estação chuvosa de 1997/1998, quando a descarga máxima de sódio nos córregos florestais (1.47 g Na s^{-1}) foi 3 vezes a descarga máxima nos córregos agrícolas (0.49 g Na s^{-1}). Em termos das concentrações mínimas os córregos agrícolas continuaram a apresentar uma descarga maior (0.15 g Na s^{-1}) que os córregos florestais (0.06 g Na s^{-1}). Também foi maior a descarga média dos córregos florestais (0.37 g Na s^{-1}) em relação à descarga média dos córregos agrícolas (0.24 g Na s^{-1}).

O advento da estação seca de 1998 trouxe uma redução e menor diferença entre os valores das descargas de sódio para as duas categorias de ambientes lóticos de menor ordem estudados. Nos córregos agrícolas a descarga máxima (0.10 g Na s^{-1}) foi cerca de 10% menor que a descarga máxima nos córregos florestais (0.11 g Na s^{-1}). A descarga mínima foi 2 vezes maior nos córregos florestais (0.02 g Na s^{-1}) que nos córregos agrícolas (0.01 g Na s^{-1}). As descargas médias também sofreram uma redução em relação às demais estações, ficando em 0.06 e 0.05 g Na s^{-1}, para os córregos agrícolas e florestais, respectivamente.

Apenas na estação seca de 1997 os valores das descargas de sódio, nos córregos florestais e agrícolas foram considerados significativamente diferentes entre si (Tabela 4.28).

Tabela 4.28 Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de sódio (g Mg s^{-1}), nos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*", são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Chuvas 1997/1998	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	42	224.5	149
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	24	153.5	379
número de obs. - Bacias agrícolas.	5	14	11
número de obs. - Bacias florestais.	6	13	21
U	3	62.5	83
Z ajustado	2.1909	1.3832	1.2894
p	0.0285*	0.1666	0.1972

4.2.6 Metais (Fe, Mn, Zn e Cu).

A ordem de abundância dos metais nas águas dos córregos estudados, tanto em bacias florestais quanto agrícolas foi a seguinte: Fe > Mn > Zn > Cu. Tal ordem de abundância reflete a composição química dos sedimentos a qual, por sua vez, é função dos solos das bacias de captação.

4.2.6.1 Ferro

A variação sazonal dos valores máximos, mínimos e médios da concentração de ferro é mostrada na Figura 4.35.

Para ambas as categorias de usos dos solos, as maiores variações nos valores das concentrações de ferro ocorreram na estação seca de 1998, com a variação nos córregos agrícolas (0.29 a 41.96 mg Fe l^{-1}), sendo maior que a variação nos córregos florestais (0.01 a 13.09 mg Fe l^{-1}). A diferença entre a concentração média de ferro dos córregos florestais (7.5 mg Fe l^{-1}) e agrícolas (4.6 mg Fe l^{-1}) foi de 39%, a favor dos córregos florestais, apesar destas apresentarem menor variação entre concentrações extremas.

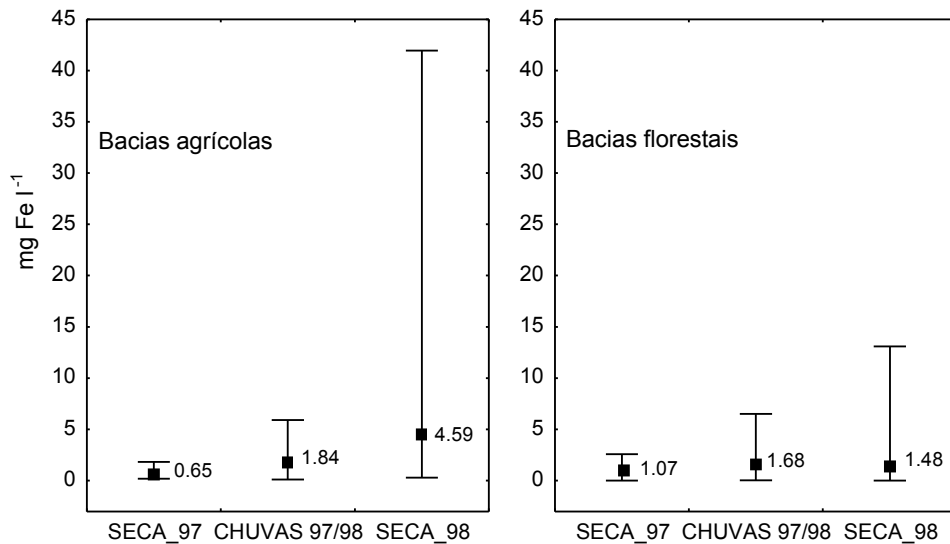



Figura 4.35 Concentrações de ferro nos córregos agrícolas e florestais, em função da estação do ano.

Na estação seca de 1997 verificaram-se as menores variações entre as concentrações de ferro para toda a pesquisa. Nos córregos florestais, as concentrações mínima (0.01 mg Fe l^{-1}), esteve abaixo da concentração mínima nos córregos agrícolas (0.20 mg Fe l^{-1}), enquanto a concentração máxima (2.59 mg Fe l^{-1}), foi superior à concentração máxima dos córregos agrícolas (1.82 mg Fe l^{-1}).

Nos córregos florestais, durante as chuvas de 1997/1998, tanto a concentração máxima (6.51 mg Fe l^{-1}) quanto a concentração mínima (0.02 mg Fe l^{-1}) foram superiores à concentração máxima (5.93 mg Fe l^{-1}) e mínima (0.10 mg Fe l^{-1}), verificadas nos córregos agrícolas.

4.2.6.2 Manganês.

Na estação seca de 1997, as concentrações, variaram entre 0 e 0.492 mg Mn l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.089 mg Mn l^{-1}), nos córregos florestais e entre 0.005 e 0.180 mg Mn l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.060 mg Mn l^{-1}), nos córregos agrícolas (Figura 4.36).

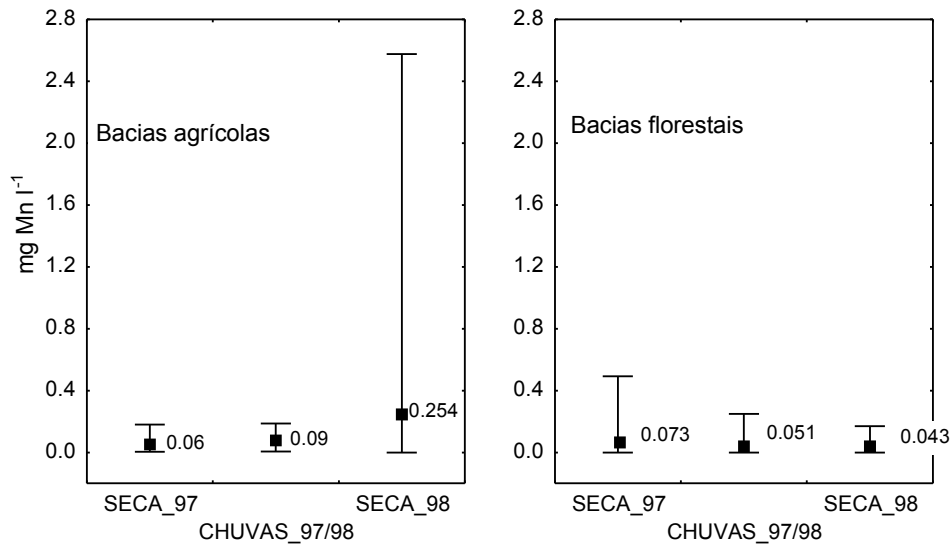



Figura 4.36 Concentrações de manganês, nos córregos agrícolas e florestais, em função da estação do ano.

Nas chuvas, as concentrações máxima e mínima de manganês variaram pouco nos córregos agrícolas (0.007 a 0.187 mg Mn l^{-1}) em relação à estação seca de 1997. Nos córregos florestais as concentrações, apresentaram variação entre 0 e 0.250 mg Mn l^{-1}, ou seja, tiveram um valor máximo, maior que o valor máximo verificado nos córregos agrícolas.

Para a estação seca de 1998, a concentração máxima de manganês nos córregos agrícolas (2.275 mg Mn l^{-1}) foi 13.4 vezes maior que a concentração mínima nos córregos florestais (0.170 mg Mn l^{-1}). As concentrações mínimas, em ambas as categorias de usos do solo foram iguais a zero.

4.2.6.3 Zinco.

Na estação seca de 1997, a concentração de zinco variou entre 0 e 0.022 mg Zn l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.008 mg Zn l^{-1}), nos córregos agrícolas e entre 0 e 0.010 mg Zn l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.002 mg Zn l^{-1}) nos córregos florestais (Figura 4.37).

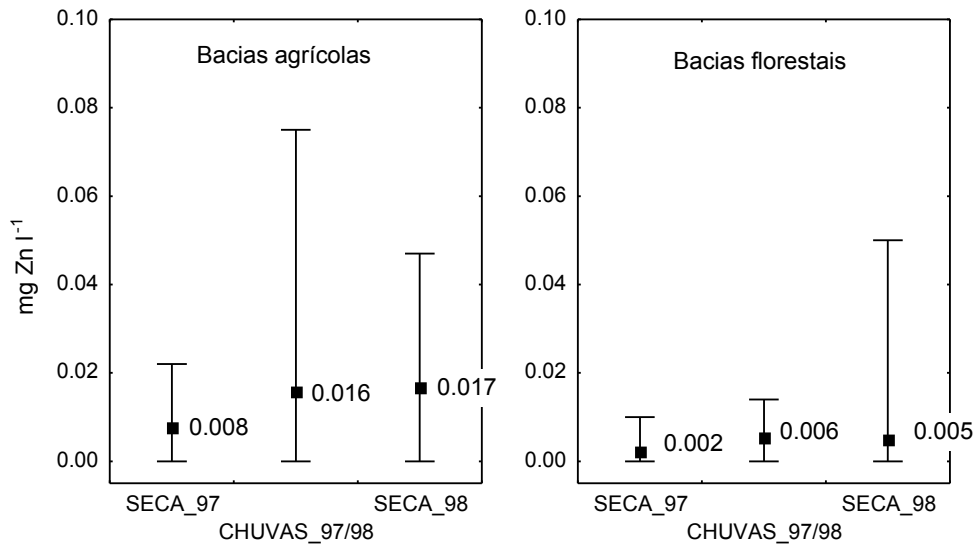



Figura 4.37 Máximos e mínimos (barras verticais), das concentrações de zinco, nos córregos agrícolas e florestais, em função da estação do ano.

Nas chuvas a concentração máxima elevou-se em relação à estação seca de 1997, tanto nos córregos florestais (0.014 mg Zn l^{-1}), quanto nos córregos agrícolas (0.075 mg Zn l^{-1}), sendo que em ambas a concentração mínima foi igual a zero. As concentrações médias elevaram-se para 0.016 e 0.006 mg Zn l^{-1} nos córregos florestais e agrícolas, respectivamente.

Com advento da estação seca de 1998, verificou-se a diminuição na faixa de variação das concentrações de zinco nos córregos agrícolas (0 a 0.047 mg Zn l^{-1}) e o aumento desta nos córregos florestais (0 a 0.050 mg Zn l^{-1}). A concentração média, nos córregos agrícolas (0.017 mg Zn l^{-1}), foi cerca de 3.2 vezes maior que a concentração média nos córregos florestais (0.05 mg Zn l^{-1}).

4.2.6.4 Cobre.

Na estação seca de 1997, as concentrações de cobre variaram entre 0 e 0.017 mg Cu l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.005), nos córregos agrícolas e de 0 a 0.015 mg Cu l^{-1} ($\overline{X}$ = 0.002) nos córregos florestais (Figura 4.38).

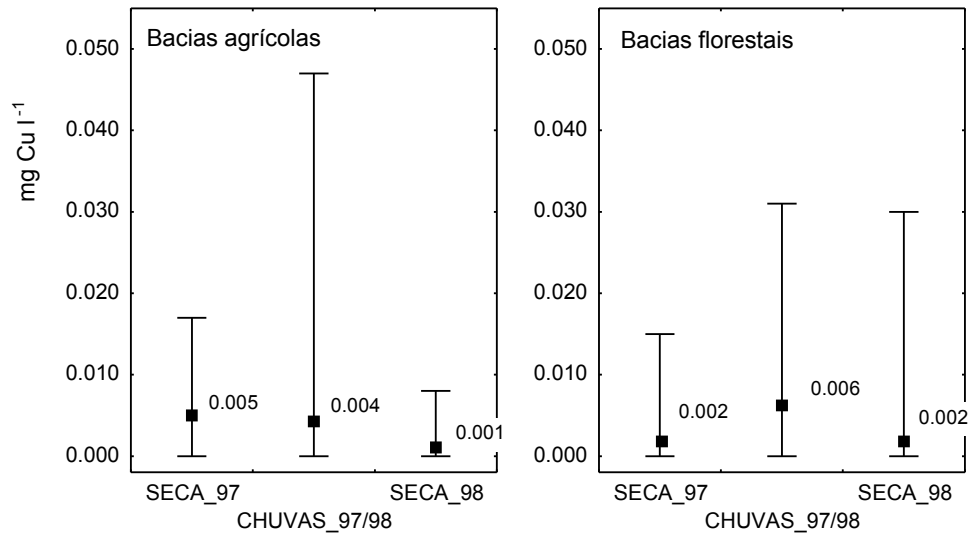



Figura 4.38 Concentrações de cobre, nos córregos agrícolas e florestais, em função da estação do ano.

A variação entre máximos e mínimos, foi maior em ambas as categorias de usos dos solos, durante as chuvas. Nos córregos agrícolas, a concentração máxima (0.047 mg Cu l^{-1}) foi 34% maior que a concentração máxima nos córregos florestais (0.031 mg Cu l^{-1}) enquanto a concentração mínima em ambas as categorias de usos dos solos foi igual a zero. Devido à grande variação nos valores, a média nos córregos agrícolas (0.004 mg Cu l^{-1}), foi menor que a média nos córregos florestais (0.006 mg Cu l^{-1}).

Na estação seca de 1998 a concentração máxima de cobre nos córregos agrícolas (0.008 mg Cu l^{-1}) foi 6 vezes menor que a concentração verificada nas chuvas para estes ambientes. A concentração máxima nos córregos florestais na estação seca de 1998 (0.030 mg Cu l^{-1}), representou 27% da concentração máxima nos córregos agrícolas na mesma estação. A concentrações médias foram as menores verificadas em termos sazonais, para ambas as categorias de usos dos solos, com valores de 0.002 mg Cu l^{-1} (bacias florestais) e 0.001 mg Cu l^{-1} (bacias agrícolas).

4.2.7 Sólidos totais em suspensão (STS).

Os córregos florestais apresentaram valores de STS entre 0.40 e 84.80 mg STS l^{-1} coletados em RN3 (estação chuvosa de 97/98) e RN1 (estação seca de 1998), respectivamente. Para os córregos agrícolas a variação foi maior, com valores máximo (448.5 mg STS l^{-1}) e mínimo (0.4 mg STS l^{-1}) coletados em CA3 durante estação chuvosa de 1998.

A Figura 4.39 mostra a variação dos valores máximos, mínimos e médios para os córregos estudados em função da estação do ano.

Na estação seca de 1997 a variação nas concentrações de STS foi maior nos córregos agrícolas, com a menor intervalo no Córrego Alto (2 a 15 mg STS l^{-1}) em relação do Córrego São Mateus (3.5 a 14 mg STS l^{-1}). Nos córregos florestais as concentrações de STS para a estação seca de 1997 apresentaram valores máximos iguais (4.0 mg STS l^{-1}) e valores mínimos de 0.8 e 1.0 mg STS l^{-1}, para o Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande, respectivamente.

Em termos médios as concentrações de STS na estação seca de 1997 foram iguais a 7.07 e 7.50 mg STS l^{-1}, para o Córrego Alto e Córrego São Mateus. Nos córregos florestais, a média no Projeto Rubro-Negra (1.70 mg STS l^{-1}), foi inferior à média do Projeto Córrego Grande (2.05 mg STS l^{-1}).

A chegada da estação chuvosa elevou as concentrações mínimas, máximas e médias nos córregos agrícolas. As concentrações mínimas foram iguais a 10.5 (Córrego Alto) e 5.2 mg STS l^{-1} (Córrego São Mateus), enquanto os valores máximos tiveram valores de 65 mg STS l^{-1} (Córrego Alto) e 40.5 mg STS l^{-1} (Córrego São Mateus). As médias foram iguais a 27.22 mg STS l^{-1} e 18.34 mg STS l^{-1} no Córrego Alto e Córrego São Mateus, respectivamente

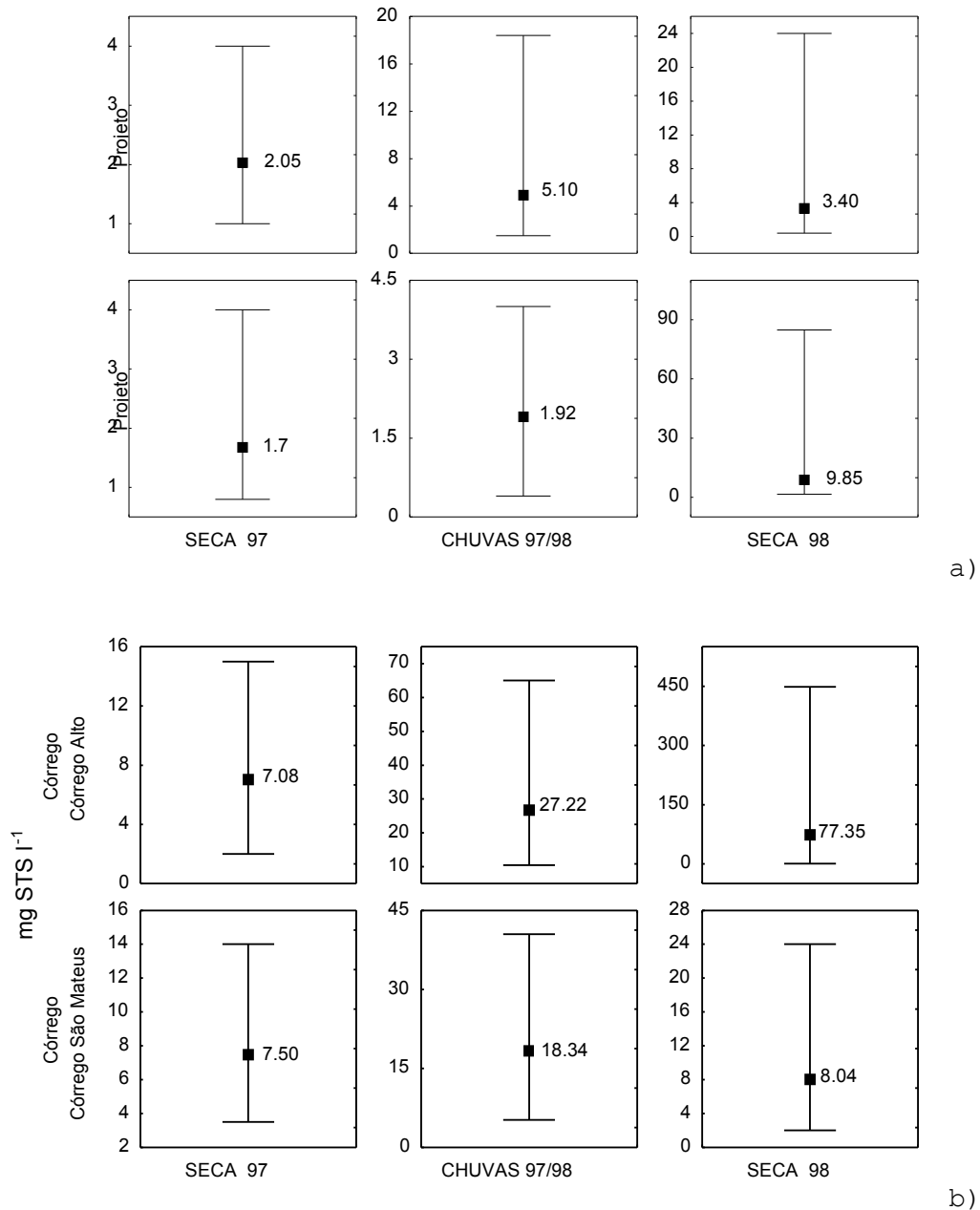



Figura 4.39 Médias (■) das concentrações de sólidos totais em suspensão (STS), em função da estação do ano, em: a) córregos nos córregos florestais; b) córregos nos córregos agrícolas. Notar as mudanças nas escalas dos eixos "Y".

Nos córregos florestais, praticamente não houve alterações na variação entre valor máximo e mínimo no Projeto Negra nas chuvas (0.8 a 4.0 mg STS l^{-1}) em relação à estação seca de 1997. Já no Projeto Córrego Grande, houve elevação nas concentrações mínima (1.5 mg STS l^{-1}) e máxima (18.4 mg STS l^{-1}) em relação à estação seca de 1997. Esta alteração em CG2, porém, ficou abaixo das variações observadas nos córregos agrícolas nas chuvas de 1997/1998. A média das concentrações

de STS no Projeto Rubro-Negra, na estação chuvosa (1.92 mg STS l^{-1}), foi menor que a média no Projeto Córrego Grande (5.06 mg STS l^{-1}) e menos de 20% superior à media de suas concentrações, na estação seca de 1997.

Entre os córregos florestais, apenas o Projeto Córrego Grande apresentou concentrações de STS durante estação seca de 1998 (0.4 a 4.0 mg STS l^{-1}) semelhantes à faixa de variação observada na estação seca de 1997 (1.0 a 4.0 mg STS l^{-1}). Porém, no Projeto Rubro-Negra a concentração máxima foi igual a 84.8 mg STS l^{-1} ou seja 21 vezes superior à concentração máxima (4.0 mg STS l^{-1}) verificada na estação seca de 1997. Também a concentração mínima (1.6 mg STS l^{-1}), na estação seca de 1998, foi superior à concentração mínima da estação seca de 1997 (0.8 mg STS l^{-1}). A média das concentrações, no Projeto Córrego Grande (3.40 mg STS l^{-1}), foi cerca de 1/3 da média no Projeto Rubro-Negra (9.85 mg STS l^{-1}).

Também nos córregos agrícolas durante a estação seca de 1998, houve uma diferença entre valores das concentrações de STS, com o Córrego Alto apresentando concentração máxima (448.5 mg STS l^{-1}), cerca de 19 vezes superior à concentração máxima no Córrego São Mateus (24.0 mg STS l^{-1}), sendo que a concentração mínima neste último (2.0 mg STS l^{-1}), foi maior que a concentração mínima (0.4 mg STS l^{-1}), verificada no Córrego Alto. A concentração média no Córrego Alto (77.35 mg STS l^{-1}), foi 9.5 vezes mais elevada que a média das concentrações de STS no Córrego São Mateus (8.04 mg STS l^{-1}).

O pico nas concentrações de STS nos córregos florestais, foi verificado na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) na primeira coleta da estação seca de 1998, quando a exploração florestal tinha se completado em toda a sub - bacia. Como comparação, a nascente do Projeto Córrego Grande (CG1), na mesma data, exibia uma concentração de STS, igual a 4.0 mg STS l^{-1} (Figura 4.40).

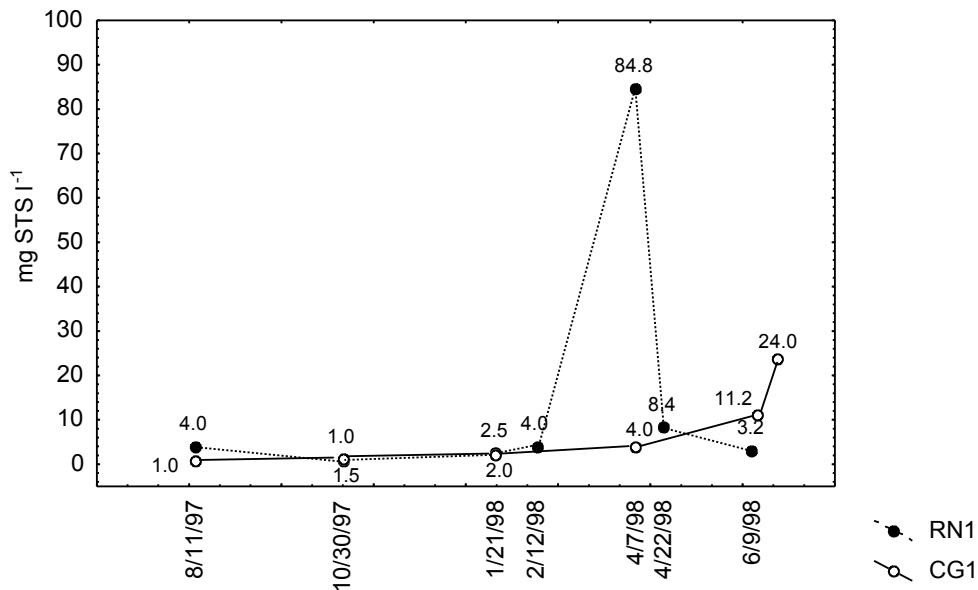



Figura 4.40 Comportamento das concentrações de STS, em função das datas de coletas, nas nascentes do Projeto Rubro-Negra (RN1) e Projeto Córrego Grande (CG1).

As concentrações de STS em RN1 oscilaram entre 4.0 e 1.0 mg STS l^{-1} de agosto de 1997 a fevereiro de 1998. Em 7 de abril de 1998 a concentração atingiu 84.8 mg STS l^{-1}, reduzindo-se para 8.4 mg STS l^{-1} (22 de abril) e 3.2 mg STS l^{-1} (junho de 1998). No mesmo período as concentrações em CG1 elevaram-se de 1.0 (agosto de 1997) para 4.0 (7 de abril de 1998). Nas amostragens de junho e agosto de 1998 as concentrações foram iguais a 11.2 e 24.0 mg STS l^{-1}, respectivamente.

Apesar deste pico na concentração de STS em RN1, as concentrações em RN2 flutuaram entre 0.5 (outubro de 1997) e 4.4 mg STS l^{-1} (abril de 1998) sugerindo um efeito redutor nas concentrações de STS promovido pelo área alagada existente entre os pontos amostrados (Figura 4.41).

O mesmo efeito não foi notado no Projeto Córrego Grande, onde de fato as concentrações de STS tenderam a aumentar entre CG2 e CG3, ou seja, entre os pontos intermediados por uma área alagada. Uma das razões para esta carência de efeito sobre as concentrações de STS pode estar na menor extensão linear da área alagada no Projeto Córrego Grande, o que afeta a capacidade filtrante de áreas alagadas (Rodgers & Dunn, 1992).

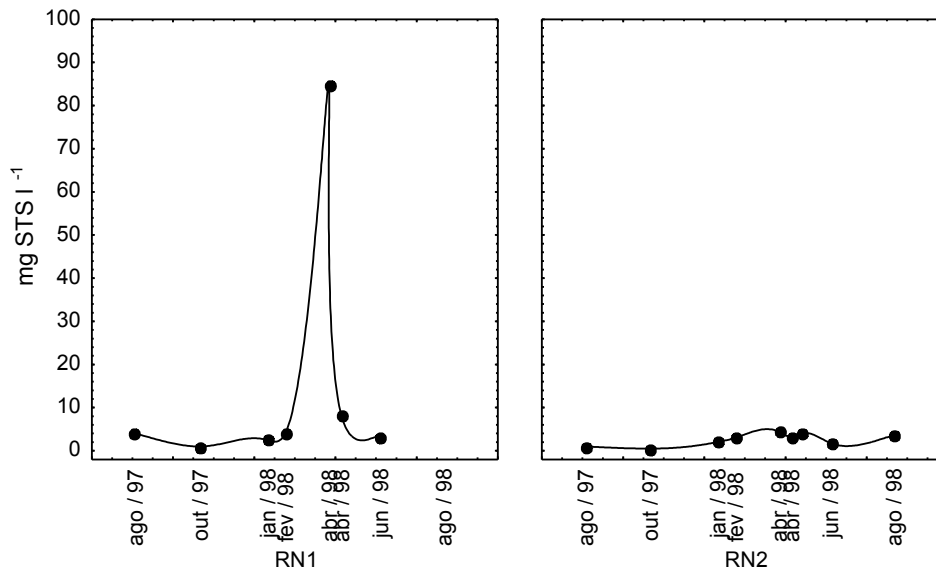



Figura 4.41 Comportamento das concentrações de STS, em função da data de coleta, na nascente (RN1) e trecho médio (RN2), do Projeto Córrego Grande.

As variações nos valores das descargas de STS exibidas nos córregos florestais e agrícolas são mostradas na Figura 4.42, enquanto a Tabela 4.29 trás os resultados do teste não - paramétrico para os valores das descargas em cada categoria de usos do solo.

Na estação seca de 1997 as descargas máximas e mínimas (0.28 e 0.70 g STS s-1) de STS nos córregos agrícolas foram maiores que a descarga mínima (0.03 g STS s-1) e máxima (0.10 g STS s-1) verificadas nos córregos florestais. As médias foram iguais a 0.45 e 0.07 g STS s^{-1}, para os córregos agrícolas e florestais, respectivamente.

Nas chuvas de 1997/1998 a descarga mínima de STS foi igual a 0.03 g STS s^{-1} para os córregos florestais e cerca de 19 vezes maior (0.59 g STS s^{-1}) nos córregos agrícolas. Para as descargas máximas a diferença foi de 3 vezes entre os córregos florestais (2.70 g STS s^{-1}) e agrícolas (8.10 g STS s^{-1}). A descarga média nos córregos agrícolas (2.46 g STS s^{-1}) esteve 3.8 vezes acima da descarga média (0.65 g STS s^{-1}) nos córregos florestais.

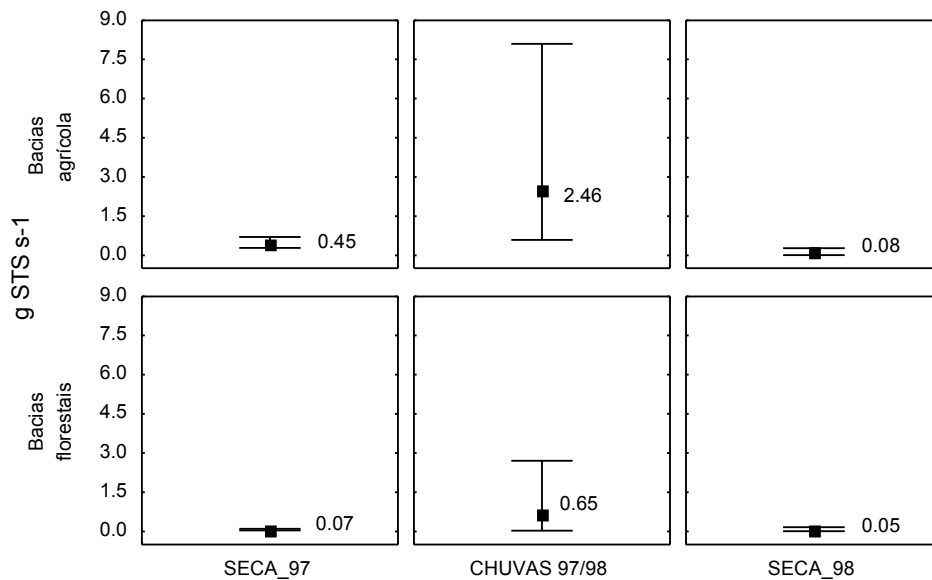



Figura 4.42 Médias (■) das descargas de STS, nos córregos florestais e agrícolas, em função da estação do ano. Nesta representação, está omitido o valor "fora-de-escala" calculado em função do pico de STS em CA3, na estação seca de 1998.

No retorno à condições de seca em 1998 verificou-se que as concentrações mínima (0.01 g STS s^{-1}) e máxima (0.11 g STS s^{-1}) nos córregos florestais retornaram para valores próximos aos da estação seca de 1997. Nos córregos agrícolas também houve esta redução, porém, o valor mínimo (0.01 g STS s^{-1}) e o valor máximo (0.27 g STS s^{-1}), calculados na estação seca de 1998 foram 28 e 2.6 vezes menores que o valores mínimo e máximo verificados na estação seca de 1997, respectivamente.

Tal diminuição de valores extremos de concentrações refletiu-se na média dos córregos agrícolas (0.08 g STS s^{-1}), a qual foi 38% maior que a media dos córregos florestais (0.05 g STS s^{-1}). Na estação seca de 1997, esta diferença, havia sido de 740% também a favor dos córregos agrícolas.

Os valores das descargas dos córregos florestais e agrícolas, foram considerados significativamente diferentes, nas estações seca de 1997 e chuvosa de 1997/1998, mas não na estação seca de 1998.

Tabela 4.29 Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de descarga de sólidos totais em suspensão (g STS s^{-1}), nos trechos finais dos córregos agrícolas e florestais na estação seca de 1997, chuvosa de 1997/1998 e estação seca de 1998. As probabilidades marcadas com "*" são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Chuvas 1997/1998	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	45	267	177
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	21	111	351
número de obs. - Bacias agrícolas.	5	14	11
número de obs. - Bacias florestais.	6	13	21
U	0.00	20	111
Z ajustado	2.739	3.446	0.1785
p	0.0062*	0.0006*	0.8583

A redução nos valores de descarga nos córregos agrícolas foi considerada a responsável pela ausência de diferença significativa, entre os valores da descarga de STS, para a estação seca de 1998.

4.3 Composição química dos sedimentos.

A Tabela 4.30 mostra os resultados das análises químicas dos sedimentos de todos os pontos de amostragens nos córregos.

O pH variou entre 4.34 (CS2) e 6.49 (CA2) nos córregos agrícolas, enquanto nos córregos florestais os sedimentos se apresentaram mais ácidos, com pH entre 4.34 (RN1) e 5.85 (RN3 e CG2).

Para o fósforo disponível, a variação ficou entre 0.9 (RN2) e 10.1 mg P kg^{-1} (RN1) nos córregos florestais e entre 0.7 (CA2)e 4.9 mg P kg^{-1} (CS3), nos córregos agrícolas.

Estes resultados de pH e da concentração de fósforo, assim como para alguns cátions como K^+, Mg^+ e Ca^{+2}, sugere que os pontos com maior teor de matéria orgânica, como as nascentes, são quimicamente mais ricos em relação aos pontos onde a concentração de matéria orgânica é menor. Por exemplo, RN1, com teor de matéria orgânica igual a 18.2% foi o ponto de maior concentração de Na (23 mg kg^{-1}), Ca (51 mg kg^{-1}), Mg (7.5 mg kg^{-1}) e Al (12.3 mg kg^{-1}). CG1, o segundo ponto com maior concentração de matéria orgânica (1.83%), foi mais rico em K (63 mg kg^{-1}).

Tabela 4.30 Composição química dos sedimentos nos pontos de amostragem, em bacias agrícolas (agri.) e florestais (flor.). Os pontos, estão classificados em ordem decrescente de teor (%) de matéria orgânica (m.o.).

		pH	m.o*	P*	K	Na	Ca	Mg	Al	Zn	Cu	Fe	Mn
Ponto	bacia		(%)	....				mg kg^{-1}	....				
CA1	agri.	5,82	1,06	4,9	62	5	5,5	1,2	0	4,9	1,3	460	71
CA2	agri.	6,49	0,53	3,8	40	8	7,3	1,9	0	4,5	1,7	265	141
CA3	agri.	5,03	1,00	4,7	29	10	2,9	0,8	4,9	4,8	1,1	378	18
CG1	flor.	5,38	1,83	1,4	63	13	11,3	2,6	1,8	5,5	1,5	1186	26
CG2	flor.	5,85	0,40	2,8	30	4	3,5	1,2	1,4	3,5	1,6	19	19
CG3	flor.	4,85	1,04	2,3	24	4	1,8	0,5	3,9	42,0	1,2	1089	33
CS1	agri.	6,27	1,08	4,3	52	8	10,9	2,8	0	5,9	1,3	209	104
CS2	agri.	4,34	1,13	4,5	12	4	1,6	0,2	8,1	2	0,1	521	26
CS3	agri.	5,69	0,32	0,7	4	1	0,9	0,4	0	3	2,0	157	7
RN1	flor.	4,34	18,2	10,1	47	23	51,0	7,5	12,3	15,1	1,7	1033	83
RN2	flor.	5,19	0,78	0,9	4	2	1,0	0,4	6,5	4,2	3,1	1031	7
RN3	flor.	5,85	0,65	1,2	10	1	4,2	1,3	0		1,0	396	31

* Fósforo disponível ou "lábil".

Estes cátions neutralizam as cargas oriundas de radicais carboxílicos (R - COOH) e fenólicos (R-OH), ficando, assim, adsorvidos na matéria orgânica (Alvarez, V. 1987). As menores concentrações de K (4 mg kg^{-1}), Na (1 mg kg^{-1}), Ca (0.9 mg kg^{-1}), Mg (0.4 mg kg^{-1}) e Al (0 mg kg^{-1}), foram encontradas em CS3, cujo teor de materia orgânica (0.32%), foi o menor de toda a amostragem.

As implicações desta relação entre teor de matéria orgânica do sedimento e nutrientes para o manejo destes trechos de nascentes podem ser: a) como o teor de m.o. é importante na retenção e conseqüente redução do fluxo de nutrientes córrego abaixo, deve-se garantir um aporte significativo de carbono orgânico alóctone, visto que a produção autóctone é geralmente baixa nestes ambientes. Isto pode ser conseguido pela manutenção de ecossistemas ripáricos; b) evitar qualquer atividade de manejo florestal ou agrícola que venha a reduzir o valor de Eh do sedimento (e.g. diminuição do teor de O_2), causando uma mudança no estado de oxidação de ligantes (e.g. Fe) que possa vir a liberar nutrientes como o fósforo rio abaixo e com isso causar uma modificação no status nutricional da água que teria reflexos em todo o sistema.

Para os metais não houve uma relação clara com a concentração de matéria orgânica, mas todos eles tendem a se tornar solúveis em meios ácidos, sendo menos abundantes em solos orgânicos (Allen ,1989). Nos sedimentos florestais as faixas de variação nos valores das concentrações mostraram que o ferro (1186 a 19 mg Fe kg^{-1}), foi mais abundante que nos córregos agrícolas (157 a 460 mg Fe kg^{-1}). O manganês apresentou maior variação nos córregos agrícolas (7 a 141 mg Mn kg^{-1}) enquanto nos córregos florestais sua variação ficou entre 7 e 83 mg Mn kg^{-1}). Para o zinco, o sedimento dos córregos florestais apresentou concentração mais elevada, com variação entre 3.5 e 42 mg Zn kg^{-1}, que o sedimento dos córregos agrícolas, onde a concentração variou entre 2 e 5.9 mg Zn kg^{-1}. Os resultados das análises de cobre, mostram que a faixa de variação deste elemento nos sedimentos dos córregos agrícolas (0.1 a 2.0 mg Cu kg^{-1}), foi menor que a faixa de variação encontrada nos córregos florestais (1.0 a 3.1 mg kg^{-1}).

4.4 Climatologia e balanço hídrico.

As médias mensais da temperatura do ar e da precipitação entre 1983 a 1998, baseadas nos dados recolhidos no posto climatológico da CENIBRA S/A, localizado a 20 km dos córregos pesquisados são mostradas na Figura 4.43.

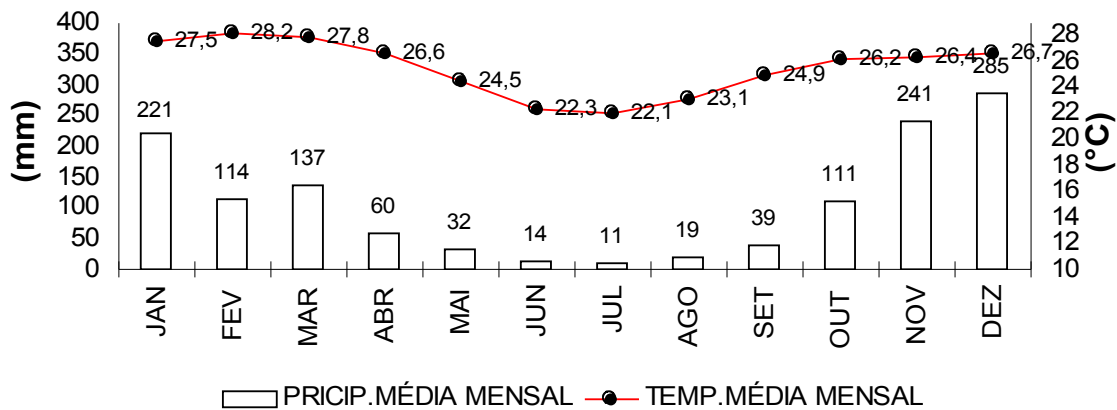



Figura 4.43 Médias mensais da temperatura do ar (°C) e altura de precipitação pluviométrica, para a região de estudos, entre 1983 e 1998.

Entre abril e setembro a soma das precipitações médias mensais (175 mm), representa 14% do total médio anual (1214 mm) para o período de 1983 a 1998. Ou seja, 86% da precipitação, ocorrem entre outubro e março, com os meses de dezembro, janeiro e fevereiro, somando 620 mm (51%) do total médio anual. Julho teve a menor média de temperatura do ar (22.1 °C), enquanto fevereiro (28.2 °C) foi o mês mais quente no período de 1983 a 1998.

Durante as amostragens (maio de 1997 a agosto de 1998) a temperatura média mensal do ar variou entre 19 °C (junho de 1998) e 32 °C (novembro de 1997). A precipitação total mensal variou entre 0 mm (julho de 1997) e 411 mm (dezembro de 1997), como mostra a Figura 4.44.

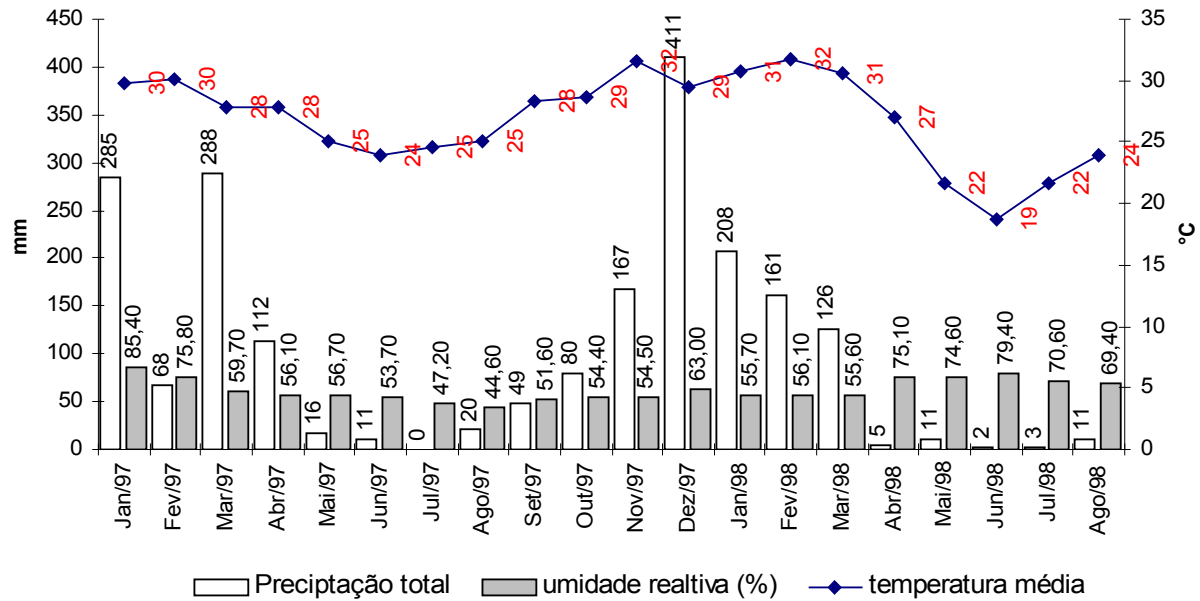



Figura 4.44 Comportamento dos totais mensais de precipitação (mm) e das médias mensais de temperatura (°C) e umidade relativa (%) do ar, entre janeiro de 1997 e agosto de 1998.

No período das amostragens a precipitação total foi igual a 1281 mm, sendo que de outubro a março (estação chuvosa), ocorreu 90% (1153 mm) do total. Na estação seca de 1997 a precipitação (96 mm) foi 7.5% do total cabendo à estação seca de 1998, os restantes 2.5% (32 mm).

A umidade relativa do ar durante as amostragens teve valor mínimo (44.6%) em julho de 1997, com valor máximo (79.4%) em junho de 1998.

Com base nestes dados foi calculado o balanço hídrico para os solos das bacias de drenagem dos córregos supondo-se uma capacidade de armazenamento igual a 180 mm, segundo o método de Thorwaite & Matter (1955) citados em Tubelis & Nascimento (1980) e mostrado na Figura 4.45. Apesar deste valor de capacidade de armazenamento ser alto para solos de pastagens ou agrícolas, uma pesquisa recente na mesma região (Leite *et alli*., 1997), não detectou diferenças significativas no conteúdo de água em solos usados para pastagens, mata nativa secundária e plantios de *Eucalyptus grandis*. Deste modo, é razoável supor que as bacias têm a mesma capacidade teórica máxima de armazenamento de água em seus solos.

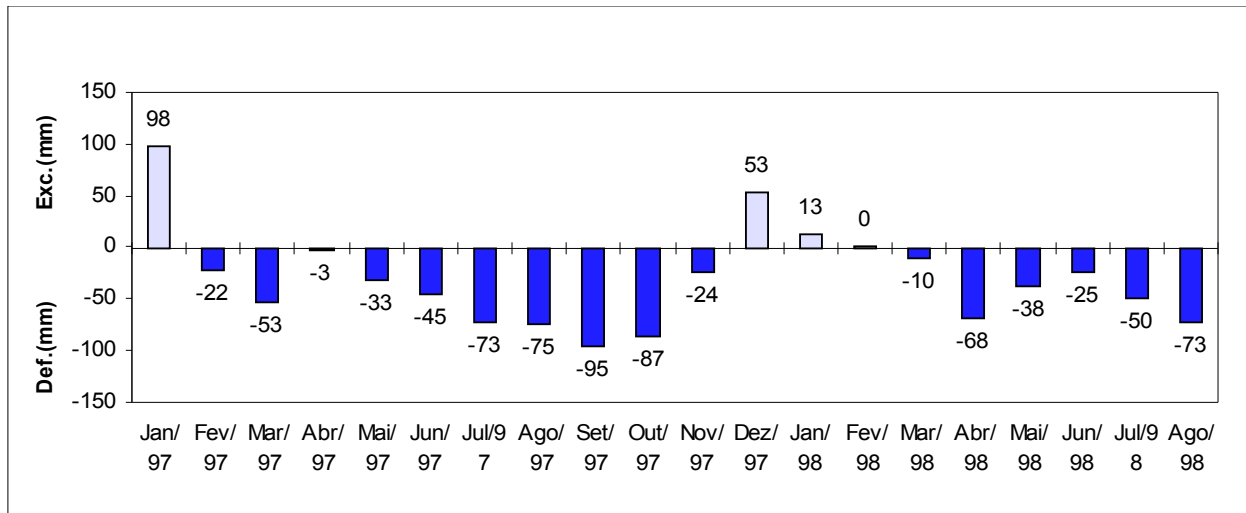



Figura 4.45 Balanço hídrico para o solo das bacias de drenagem dos córregos estudados, entre janeiro de 1997 e agosto de 1998. Os valores negativos, representam os meses de deficiência hídrica; os valores positivos, meses em que houve excesso de água no solo.

Entre maio de 1997 e agosto de 1998 somente houve excesso de água nos solos das bacias de drenagem em dezembro de 1997 (53 mm) e janeiro de 1998 (13 mm). Isto significa que os meses de dezembro e janeiro de 1998, foram os mais prováveis de ocorrência de eventos de escoamento superficial. Nos demais meses, embora não impossível, é improvável que eventos prolongados de escoamento superficial ocorressem. Nestes meses de deficiência hídrica, a água dos córregos foi provavelmente formada quase que exclusivamente pelo escoamento sub-superficial ou aportes do lençol freático.

4.5 Macroalgas perifíticas.

4.5.1 Porcentagem de cobertura.

Á exceção de CA3 em fevereiro de 1998 (estação chuvosa), apenas nas estações secas houve a ocorrência de populações de macroalgas e musgos perífíticos (Tabela 4.31 e Figura 4.46).

Dois gêneros de macroalgas perifíticas dominantes foram encontrados: <u>Batrachospermum</u> sp., (Rhodophyta, Lemanales) e <u>Spirogyra</u> sp., (Chlorophyta, Zygnematales). <u>Batrachospermum</u> é um gênero típico de águas correntes bem oxigenadas e de movimento lento, enquanto a maioria

das espécies do gênero Spirogyra é encontrada em águas doces, sendo comum em águas estagnadas, apesar de haver espécies típicas de zonas litorâneas de lagos (Spirogyra adnata) e em águas correntes (Lee, 1989).

Aparentemente, uma única população de musgo - provavelmente formada por uma espécie de Sphagnum sp. (Bryophyta, *Sphagnaceae*) - ocorreu em um dos sítios (RN2) e desde que sua identificação ao nível específico foi dúbia, ela será tratada aqui como "briófita". Segundo Joly (1985), as espécies de Sphagnum vivem em solos ácidos, sujeitos a inundações ou em áreas alagadas e margens de lagos, formando extensas colônias.

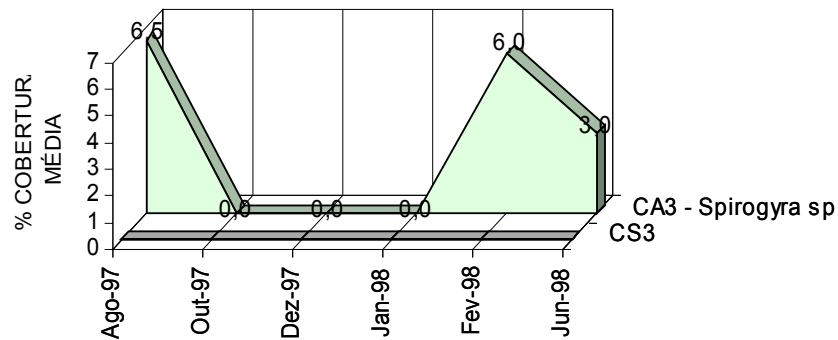
Na estação chuvosa, apenas no trecho final do Córrego Alto (CA3), apresentou cobertura de macroalgas. Nos demais trechos a porcentagem de cobertura durante as chuvas foi igual a zero

O trecho final do Córrego Alto (CA3), também foi o único dos dois trechos amostrados nas agrícolas onde verificou-se a presença de uma população de macroalgas perifíticas (Spirogyra sp.), cuja cobertura média foi de 6.5% na estação seca de 1997 e de 3.0% na estação seca de 1998. No mês de fevereiro de 1998 (chuvas), a porcentagem de cobertura foi igual a 3%. Neste trecho as algas cresciam principalmente sobre rochas sendo que a amostra de fevereiro de 1998 crescia sobre a areia do sedimento. Em CS3, as amostragens realizadas sempre indicaram não haver macroalgas.

Batrachospermum sp, Spirogyra sp e a população de briófita foram monitorados nos córregos florestais, sendo que no trecho médio do Projeto Rubro-Negra (RN2) todos os Taxa citados foram encontrados, enquanto que no trecho médio do Projeto Córrego Grande apenas Spirogyra sp, compôs a fração das macroalgas na comunidade perifítica.

Tabela 4.31 Resultados da avaliação da % de cobertura, em cada ponto amostrado. As três últimas colunas, são a média, erro padrão da média ($s_{\overline{X}}$), desvio padrão (s) e coeficiente de variação para a porcentagem de cobertura, estimada em cada uma das 10 medições individuais.

						% de cobertura por quadrat													
	DATA	Gênero	Largura Média (m²)	ESTAÇÃO	ÁREA (m²)	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	Q10	MÉDIA	$s_{\overline{X}}$	s	CV (%)
CA3	11/08/97	Spirogyra	0,7	SECA 97	7	10	12,5	0	0	6,5	6,5	0	12,5	25	0	6,5	6.2	8,1	124,5
CG2	11/08/97	Spirogyra	1,2	SECA 97	12	50	50	0	0	12,5	80	25	12,5	50	25	25.0	21.6	26,1	104,6
CS2	11/08/97	-	0,7	SECA 97	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
RN2	11/08/97	Batrachospermum	1,3	SECA 97	13	25	50	12,5	4	0	0	0	12,5	0	12,5	8,25	10.8	15,8	191,8
CA3	30/10/97	-	0,7	CHUVAS	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CG2	30/10/97	-	1,2	CHUVAS	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CS3	30/10/97	-	0,7	CHUVAS	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
RN2	30/10/97	-	1,3	CHUVAS	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CA3	15/12/97	-	0,7	CHUVAS	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CA3	21/01/98	-	1,2	CHUVAS	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CG2	21/01/98	-	1,2	CHUVAS	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CS3	21/01/98	-	0,7	CHUVAS	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
RN2	21/01/98	-	1,3	CHUVAS	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
CA3	23/02/98	Spirogyra	0,7	CHUVAS	7	12,5	6	6	6	6	6	10	10	5	5	6.0	2.1	2,6	43,2
CS3	23/02/98	-	0,7	CHUVAS	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
RN2	23/02/98	-	1,3	CHUVAS	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
RN2	07/04/98	Batrachospermum	1,1	SECA 98	11	4	0	0	0	1	0	1	0	4	4	0,5	1.6	1,8	367,6
RN2	07/04/98	Spirogyra	1,1	SECA 98	11	0	0	0	0	6	1	1	2	0	4	0,5	1.6	2,0	413,1
CG2	09/06/98	Spirogyra	1	SECA 98	10	0	0	0	12,5	25	25	10	0	25	0	5.0	9.7	11,4	229,1
CA3	15/06/98	Spirogyra	0,7	SECA 98	10	6	0	0	6	3	3	6	3	3	3	3.0	1.6	2,2136	73,786
CS3	15/06/98	-	0,7	SECA 98	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
CG2	23/06/98	Spirogyra	1	SECA 98	10	25	12,5	6	6	0	25	6	12,5	25	6	9,25	7.6	9,3921	101,54
CG2	26/08/98	Spirogyra	1	SECA 98	10	75	25	12,5	6	0	6	0	12,5	12,5	6	9,25	13.8	22,133	239,27
RN2	26/08/98	Batrachospermum	1,2	SECA 98	12	25	20	0	0		0	20	6	0	6	6.0	8.7	10,236	170,6
RN2	26/08/98	Briófitas	1,2	SECA 98	12	0	0	0	5	10	4	1	0	6,5	6,5	2,5	3.1	3,6148	144,59

Bacias agrícolas.

Bacias florestais.

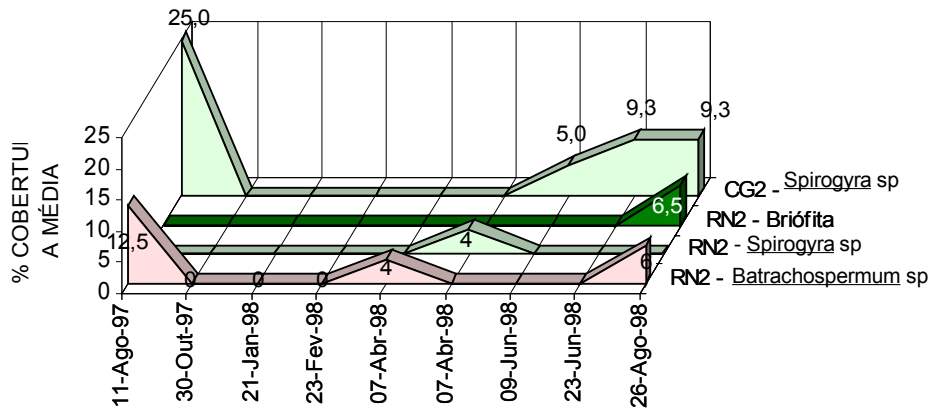



Figura 4.46 Valores médios de % de cobertura de macroalgas perifíticas, para os pontos amostrados em bacias agrícolas e florestais.

Batrachospermum sp. constituía 12.5% em média da cobertura magroalgal do trecho amostrado em RN2 durante a coleta realizada na estação seca de 1997. Nesta mesma estação, Spirogyra sp. perfazia 25% da cobertura no trecho médio do Projeto Córrego Grande (CG2). Na estação seca de 1998, a porcentagem de cobertura para Batrachospermum sp. e Spirogyra sp. foi a mesma: 4%.

Não houve cobertura por macroalgas em CG2 durante as amostragens realizadas na estação chuvosa (outubro de 1997 e janeiro de 1998). Na

estação seca de 1998 as porcentagens médias de cobertura variaram entre 5 e 9.5% (junho) e novamente 9.5%, em agosto de 1998.

A deposição de escória siderúrgica em RN2, entre 7 e 22 de abril de 1998, eliminou a população de macroalgas naquele trecho, fazendo com que somente em agosto de 1998 uma nova população de Batrachospermum sp. fosse detectada, a qual apresentou média de cobertura igual a 6%. Também em agosto de 1998, a população de briófita representou 6.5% da cobertura do trecho em RN2.

Compararam-se as porcentagens de cobertura obtidas em cada quadrat, nos córregos florestais e agrícolas durante as estações secas de 1997 e 1998, por meio de uma análise não - paramétrica. Na estação seca de 1997, foram comparados todos os 20 quadrats amostrados dos córregos florestais com os 20 quadrats amostrados nos córregos agrícolas. Na estação seca de 1998, os 20 quadrats amostrados nos córregos agrícolas, foram comparados com 20 quadrats amostrados em bacias florestais. Os resultados sugerem que os córregos florestais apresentaram porcentagem de cobertura significativamente mais alta que nos córregos agrícolas (Tabela 4.32).

Tabela 4.32. Resultados do teste de Mann-Whitney, para os valores de % de cobertura por macroalgas nos córregos agrícolas e florestais durante as estações secas de 1997 e 1998. As probabilidades marcadas com "*" são significativas ao nível de 5%.

	Estação seca 1997	Estação seca 1998
Soma de "ranks" - Bacias agrícolas.	312	262
Soma de "ranks" - Bacias florestais.	508	557.5
número de obs. - Bacias agrícolas.	20	20
número de obs. - Bacias florestais.	20	20
U	102	52.5
Z ajustado	2.815	4.143
p	0.0048*	0.00003*

A associação entre variáveis ambientais e a porcentagem de cobertura foi avaliada pelo coeficiente *r* de correlação de Pearson. Vazão, potencial redox e temperatura da água foram significativamente ($p > 0.05$) correlacionadas com a % de cobertura. Os coeficientes de

correlação para a vazão e temperatura da água, exibiram coeficientes negativos iguais a -0.638 e -0.691, respectivamente, enquanto o potencial redox, com valor para *r* igual a 0.508, foi diretamente proporcional à porcentagem média de cobertura de macroalgas perifíticas (Tabela 4.33).

Tabela 4.33 Coeficientes de correlação de Pearson, entre as variáveis ambientais e a % de cobertura média de macroalgas perifíticas. Correlações realçadas são significativas a $p < 0.050$.

Variáveis ambientais	% cobertura média
nitrogênio total	-0,439
fósforo total	0,176
orto - fosfato	0,421
íon amônio	-0,360
nitrato	0,430
K	-0,026
NA	0,109
CA	-0,090
MG	0,084
ZN	-0,299
CU	-0,291
FE	-0,277
MN	-0,398
temperatura	**-0,691**
O_2 (mg l^{-1})	0,409
O_2 % sat	0,335
pH	0,008
Alcalinidade total	0,141
condutividade elétrica	0,159
potencial redox	**0,508**
STS	-0,301
velocidade	-0,440
vazão	**-0,638**

4.5.2 Composição química.

4.5.2.1 Spirogyra sp.

As Tabelas 4.34 e 4.35 mostram a composição química das amostras de Spirogyra sp, coletadas nos córregos florestais e na bacia agrícola.

Nas amostras de Spirogyra sp. coletadas nos córregos agrícolas a faixa de variação no conteúdo (% peso seco) de nitrogênio total (1.96 e

2.22%) foi menor que a faixa de variação nas amostras oriundas de córregos florestais (0.25 a 2.45%), para este elemento.

O conteúdo máximo de fósforo nas amostras dos córregos florestais (10% peso seco) foi cerca de 7 vezes superior ao conteúdo máximo nos córregos agrícolas (1.5% peso seco), enquanto o conteúdo mínimo, nas amostras dos córregos agrícolas (0.16%), foi quatro vezes superior, ao conteúdo mínimo (0.04%), encontrado nas amostras dos córregos florestais.

Tabela 4.34 Composição química das amostras de Spirogyra sp, oriundas dos córregos agrícolas. As duas últimas colunas da direita, representam o desvio padrão (s) e o erro padrão da média ($s_{\overline{X}}$).

Variável	Unidade	n	média	mínimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
N total	% peso seco	6	2,09	1,96	2,22	0,26	0,18	0,13
P total	% peso seco	6	0,83	0,16	1,5	1,337	0,94	0,69
K	% peso seco	6	1,39	0,78	2.0	1,22	0,86	0,61
Ca	% peso seco	6	0,75	0,48	1,02	0,54	0,38	0,27
Mg	% peso seco	6	0,345	0,28	0,41	0,13	0,09	0,06
Na	% peso seco	6	0,44	0.17	0,56	0.39	0.04	0,02
Zn	µg g^{-1}	6	101.0	57	145	88,00	62,22	44,00
Cu	µg g^{-1}	6	10,5	2	19	17,00	12,02	8,50
Fe	µg g^{-1}	6	6,24	5,55	6,94	1,39	0,98	0,69
Mn	µg g^{-1}	6	3924,5	2589	5260	2671,00	1888,68	1335,50

Tabela 4.35 Composição química das amostras de Spyrogira sp, oriundas dos córregos florestais. As duas últimas colunas da direita, representam o desvio padrão (s) e o erro padrão da média ($s_{\overline{X}}$).

Variável	Unidade	n	média	mínimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
N total	% peso seco	11	1,28	0,25	2,45	2,20	0,67	0,20
P total	% peso seco	11	1,15	0,04	10	9,9642	2,94	0,89
K	% peso seco	11	1,42	0,06	5,58	5,52	1,75	0,58
Na	% peso seco	11	0,26	0	1,87	1,87	0,61	0,20
Ca	% peso seco	11	0,35	0,08	0,71	0,63	0,23	0,08
Mg	% peso seco	11	0,15	0,04	0,33	0,29	0,10	0,03
Zn	µg g-1	11	78,22	38,00	160	122	39,30	3,10
Cu	µg g-1	11	7,78	0	23	23	7,43	2,48
Fe	µg g-1	11	201,96	0,004	1751,00	1751,00	581,00	193,67
Mn	µg g-1	11	535,11	59	4050,00	3991,00	1.536,73	512,24

Tomando-se as médias dos conteúdos de nitrogênio (2.09%) e fósforo totais (0.83%), nas amostras de Spyrogira da bacia agrícola a relação N:P, para estas amostras, foi igual a 2.51. O mesmo procedimento, mas amostras dos córregos florestais, mostrou que uma relação N:P , igual a 1.11.

Tal resultado sugere uma maior acumulação de fósforo pelas populações de Spirogyra sp existente nos córregos florestais, embora as razões N:P encontradas estejam abaixo dos valores críticos citados na literatura para uma limitação por fósforo (Omernik, 1977; Goldman *et alli*., 1979; Vries & Hotting, 1985, citados em Allan, 1995).

Dentre as bases, apenas o potássio mostrou maior conteúdo médio (1.42%) nas amostras dos córregos florestais quando comparado à media das amostras da bacia agrícola (1.39%). Para o cálcio o conteúdo médio das amostras das amostras dos córregos florestais (0.35%) foi cerca de 2.1 vezes menor que o conteúdo médio nas amostras dos córregos agrícolas (0.75%). Para o magnésio a diferença entre o conteúdo médio das amostras dos córregos florestais (0.15%) foi 2.3 vezes menor que o conteúdo médio de magnésio nas amostras dos córregos agrícolas (0.34%). No caso do sódio, os córregos florestais apresentaram uma concentração (0.26%) 70% menor em relação à média dos córregos agrícolas (0.44%).

O cobre foi o metal que mostrou os menores valores de concentração média e variação entre máximos e mínimos. Nas amostras do Córrego Alto a concentração de cobre variou entre 0 e 23 µg Cu g^{-1}, com concentração média igual a 7.78 µg Cu g^{-1}. Já nas amostras dos córregos florestais, a concentração média foi igual a 10.5 µg Cu g^{-1}, com valores variando de 2 a 19 µg Cu g^{-1}.

O manganês apresentou maior variação entre concentrações máximas e mínimas nas amostras dos córregos florestais (59 a 4050 µg Mn g^{-1}) em relação às amostras do córrego agrícola (2589 a 5260 µg Mn g^{-1}). A concentração média de manganês nas amostras do Córrego Alto (3924.5 µg

Mn g^{-1}) foi 7.3 vezes maior que a concentração média nos córregos florestais (535.1 µg Mn g^{-1}).

A variação entre extremos da concentração de ferro nas amostras dos córregos florestais (0.004 a 1751 µg Fe g^{-1}) foi a maior diferença exibida entre máximos e mínimos para os metais nestes córregos. A concentração deste elemento nas amostras da bacia agrícola mostrou uma variação menor (5.55 a 6.94 µg Fe g^{-1}). As médias ± desvio padrão, para as amostras dos córregos florestais (201.96 ± 581.00 µg Fe g^{-1}) e da bacia agrícola (6.24 ± 0.98 µg Fe g^{-1}), refletem esta maior variabilidade do ferro nas amostras dos córregos florestais.

O zinco teve concentração média igual a 78.2 µg Zn g^{-1} e variou entre 38 e 160 µg Zn g^{-1} nas amostras dos córregos florestais. Já nas amostras do córrego agrícola, a média foi igual a 101 µg Zn g^{-1}, com variação (57 a 145 µg Zn g^{-1}) sendo, portanto, menor que a variação nas amostras dos córregos florestais.

4.5.2.2 Batrachospermum sp.

A relação N:P média nas amostras de Batrachospermum sp. foi igual a 0.65, equivalente à razão entre os conteúdos médios de nitrogênio (1.76%) e fósforo (2.68%). Tomando-se os valores mínimos e máximos do conteúdo de nitrogênio (0.93 a 3.45%) e fósforo (0.10 a 12%), a relação N:P variou entre 9.3 e 0.3 segundo os dados contidos na Tabela 4.36.

O potássio, com conteúdo médio de 1.38% e valores oscilando entre 0.76 e 1.96%, foi a base mais abundante, seguido do cálcio, que apresentou conteúdo médio igual a 0.48% e valores mínimo e máximo iguais a 0.25% e 0.91%, respectivamente. Após o cálcio vieram o magnésio e o sódio, com médias (e variações), iguais a 0.30% (0.09 a 0.57%) e 0.09% (0 a 0.23%), respectivamente.

Tabela 4.36 Composição química das amostras de Batrachospermum sp. As duas últimas colunas da direita representam o desvio padrão (s) e o erro padrão da média ($s_{\overline{X}}$).

Variável	Unidade	n	média	mínimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
N total	% peso seco	5	1,76	0,093	3,45	3,3572	1,267	0,56
P total	% peso seco	5	2,68	0,10	12	11,901	5,21	2,33
K	% peso seco	5	1,38	0,79	1,96	1,17	0,58	0,34
Na	% peso seco	5	0,09	0	0,25	0,25	0,14	0,079
Ca	% peso seco	5	0,48	0,25	0,91	0,66	0,37	0,21
Mg	% peso seco	5	0,30	0,09	0,57	0,48	0,25	0,14
Zn	µg g-1	5	959	160	2064	1904	988,2	570,5
Cu	µg g-1	5	10,67	0	23	23	11,6	6,7
Fe	µg g-1	5	58,80	3,544	167	163,4	93,7	54,1
Mn	µg g-1	5	2101,7	412	3829	3417	1708,8	986,6

Dentre os metais, o manganês apresentou os maiores valores máximo (3829 µg Mn g^{-1}), mínimo (412 µg Mn g^{-1}) e médio (2101.7 µg Mn g^{-1}). Em segundo, em ordem de abundância, está o zinco, com média igual a 959 µg Zn g^{-1} e valores oscilando entre 160 a 2064 µg Zn g^{-1}. O ferro e o cobre, foram os metais com menor participação na composição química de Batrachospermum sp, com médias iguais a 58.8 µg Fe g^{-1} e 10.67 µg Cu g^{-1}, respectivamente.

4.5.2.3 Briófitas

Os resultados das análises de três sub-amostras da única coleta de briófitas na estação seca de 1998 encontram-se na Tabela 4.37.

A relação N:P média foi igual a 3.5, com variação entre 13 e 2.6. Para as bases, em termos do conteúdo médio, o potássio foi o elemento mais abundante, com média igual a 1.13%, seguido pelo cálcio (2.01%), magnésio (0.20%) e sódio (0.01%).

O manganês, com média igual a 3183.7 µg Mn g^{-1}, representou 96% da soma das concentrações médias dos metais. A seguir veio o zinco, com média igual a 113.7 µg Zn g^{-1}, seguido pelo cobre (18.67 µg Cu g^{-1}) e pelo ferro (10.35 µg Fe g^{-1}).

Tabela 4.37 Composição química das amostras de briófitas. As duas últimas colunas da direita representam o desvio padrão (s) e o erro padrão da média ($s_{\overline{X}}$).

Variável	Unidade	n	média	mínimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
N total	% peso seco	3	1,43	1,04	1,84	0,80	0,40	0,23
P total	% peso seco	3	0,41	0,078	0,7	0,62	0,31	0,18
K	% peso seco	3	1,13	0,59	1,96	1,37	0,73	0,42
Na	% peso seco	3	0,01	0	0,02	0,02	0,01	0,01
Ca	% peso seco	3	2,01	0,14	5,39	5,25	2,93	1,69
Mg	% peso seco	3	0,20	0,07	0,34	0,27	0,14	0,08
Zn	µg g-1	3	113,67	73	179	106,00	57,14	32,99
Cu	µg g-1	3	18,67	4	28	24,00	12,86	7,42
Fe	µg g-1	3	10,35	6,915	13,417	6,50	3,27	1,89
Mn	µg g-1	3	3.183,67	788	4453	3.665,00	2.075,94	1.198,54

4.5.3 Clorofila e feopigmentos.

As Tabelas 4.38 a 4.41 mostram os resultados das análises de clorofila a e feopigmentos para as amostras de macroalgas e briófita, nos córregos florestais e agrícolas.

Para Spyrogira, a concentração média de clorofila a nos córregos florestais (526.8 µg Cla g^{-1}) foi mais alta que a média das amostras coletadas no córrego agrícola (215.1 µg Cla g^{-1}). A concentração de feopigmentos nas amostras dos córregos agrícolas (12.9 µg feop g^{-1}) foi menor que a concentração nos córregos florestais (215.1 µg feop g^{-1}). Disto resultou que os córregos florestais apresentaram uma razão clorofila a: feopigmentos, (8.5) menor que nas amostras dos córregos agrícolas (13.9).

Batrachospermum sp. teve razão clorofila a: feofitina igual 2.8, com concentrações de clorofila a e feofitina, iguais a 324 e 118.3 µg g^{-1}, respectivamente.

Para a briófita, as concentrações de clorofila (29.9 µg Cla g^{-1}) e de feofitina (32.4 µg feo g^{-1}) foram menores que as concentrações verificadas nas algas.

Tabela 4.38. Resultados das análises de clorofila e feopigmentos para as amostras de Spirogyra sp, na bacia agrícola.

	unidade	n	média	minimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
Clorofila a	µg g-1	6	215,1	50,7	379,6	328,8	232,5	164,4
feopigmentos	µg g-1	6	12,9	5,6	20,1	14,5	10,2	7,244
razão clorofila a : feopigmentos.		6	13,9	9	18,9	9,9	6,9	4,93

Tabela 4.39. Resultados das análises de clorofila e feopigmentos para as amostras de Spirogyra sp, nas bacisa florestais.

	unidade	n	média	minimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
Clorofila a	µg g-1	11	526.8	62.5	1690	1627.5	622.1	196.7
feopigmentos	µg g-1	11	215.1	688.5	688.5	678.2	259.5	82.1
razão clorofila a : feopigmentos.		11	8.47	0.5	41.5	41	12.4	3.9

Tabela 4.40. Resultados das análises de clorofila e feopigmentos para as amostras de Batrachospermum sp, nos córregos florestais.

	unidade	n	média	minimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
Clorofila a	µg g-1	5	324.0	18.4	719.3	700.8	316.2	141.4
feopigmentos	µg g-1	5	118.3	17.1	266.4	249.3	92.4	41.3
razão clorofila a : feopigmentos.		5	2.82	0.5	7.9	7.4	2.9	1.3

Tabela 4.41. Resultados das análises de clorofila e feopigmentos para as amostras de Briófitas, nos córregos florestais.

	unidade	n	média	minimo	máximo	variação	s	$s_{\overline{X}}$
Clorofila a	µg g-1	3	29.9	8.8	70.1	61.3	20.1	34.8
feopigmentos	µg g-1	3	32.4	5.6	78.0	72.4	22.9	39.64
razão clorofila a : feopigmentos.			2	0.5	3.0	2.5	0.80	1.32

4.5.4 Correlações entre a composição química do perifíton e da água.

Foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson (*r*) entre os dados da composição química dos tecidos algais de Batrachospermum sp., Spirogyra sp. e a composição química da água nas datas de amostragem (Tabelas 4.42 e 4.43). A matriz de correlação para Spirogyra sp., engloba os dados das amostragens dos córregos florestais e agrícolas.

Para Batrachospermum sp., houve uma correlação negativa significativa (-1.00), entre o fósforo total na água e o teor de ferro nos tecidos. A concentração de PO_4^{3-} na água exibiu uma correlação significativa ($p < 0.05$) com as concentrações de sódio (0.98), ferro (-1.00) e clorofila a (0.73). A concentração de magnésio na água, também se correlacionou significativamente (1.00) com a concentração de clorofila a, na alga. Dentre os metais, houve correlação positiva significativa (0.99), entre a concentração na água e nos tecidos algais.

Para Spyrogira sp., a concentração de fósforo total (e não a de PO_4^{3-}) exibiu correlação significativa (0.73) com a concentração de clorofila a. Magnésio (0.69) e sódio (0.71) nos tecidos algais foram significativamente correlacionados com a concentração de PO_4^{3-}. Dentre os metais, o valor de *r* (0.68) para a concentração de cobre na água e nos tecidos foi significativo. O mesmo aconteceu para o valor de *r* (0.72), entre as concentrações de ferro na coluna d'água e nas amostras de Spyrogira sp.

Tabela 4.42 Coeficientes de correlação de Pearson (*r*) entre a composição química dos tecidos de Batrachospermum sp (1ª coluna da direita) e a composição química da água. Os coeficientes assinalados com "*" são significativos ao nível de 5%.

	Variáveis da química da água											
	N total	P total	PO_4^{3-}	NO_3^-	K	Ca	Mg	Na	Zn	Cu	Fe	Mn
N total	-0.84	-0.83	0.00	-0.95	-0.43	0.92	0.73	0.05	0.20	0.00	-0.07	1.00*
P total	-0.89	-0.77	0.86	-0.75	-1.00	1.00*	-0.21	0.88	0.90	0.00	0.82	0.55
K	-0.43	0.86	0.85	0.69	-0.82	-0.92*	0.71	-0.92	-0.91	0.00	-0.87	-0.50
Ca	0.92	-0.55	-0.40	-0.75	-0.04	1.00	0.94	-0.35	-0.37	0.00	0.52	0.90
Mg	-0.25	-0.23	-0.68	-0.48	0.30	0.92	0.73	0.99	-0.66	0.00	0.20	-0.98
Na	-0.58	-0.59	0.98*	-0.36	-0.92	-0.35	-0.64	0.83	1.00*	0.00	0.62	0.80
Zn	0.19	-0.70	0.98	-0.49	-0.97	-0.22	-0.53	0.97	0.99*	0.00	0.72	0.99
Cu	-0.14	-0.12	-0.76	-0.49	0.40	0.90	0.20	-0.80	-0.74	0.00	0.10	-0.99
Fe	-0.47	-1.00*	1.00*	-0.24	-0.87	-0.46	-0.98	1.00*	0.99	0.00	1.00	0.86
Mn	0.03	-0.86	0.04	-0.96	-0.47	0.90	-0.39	-0.03	0.07	0.00	0.84	-0.53
Clor. a	-0.18	-0.17	0.73*	-0.42	0.36	0.92	1.00*	-0.78	-0.71	0.00	0.14	-0.99

Tabela 4.43 Coeficientes de correlação de Pearson (*r*) entre a composição química dos tecidos de Spyrogira sp (1ª coluna da direita) e a composição química da água. Os coeficientes assinalados "*" são significativos ao nível de 5%.

	Variáveis da química da água											
	N total	NO_3^-	PO_4^{3-}	P total	K	Na	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn
N total	-0,37	-0,08	0,47	-0,24	0,27	0,51	0,11	0,15	-0,27	-0,04	-0,01	0,07
P total	-0,29	0,42	-0,06	-0,32	-0,32	-0,23	0,14	0,30	-0,24	-0,14	0,21	0,41
K	0,23	-0,07	-0,04	-0,01	0,04	0,16	-0,44	0,16	-0,19	0,32	-0,53	0,14
Ca	-0,26	-0,01	-0,17	-0,11	-0,38	-0,42	-0,22	0,01	0,46	-0,14	0,16	-0,16
Mg	-0,30	0,04	0,69*	-0,02	0,15	0,44	0,34	0,16	-0,12	-0,05	-0,16	0,05
Na	-0,06	0,03	0,71*	0,26	0,24	0,45	0,21	0,27	-0,15	0,05	-0,41	-0,11
Zn	0,30	0,36	-0,09	0,41	-0,19	-0,32	-0,16	0,65*	-0,33	0,08	-0,48	0,13
Cu	-0,17	0,10	0,14	-0,32	-0,16	0,22	0,04	-0,28	0,12	0,68*	0,09	0,76*
Fe	-0,22	-0,05	-0,09	-0,27	0,36	0,24	0,08	-0,26	-0,14	-0,12	0,72*	-0,20
Mn	-0,22	-0,62	0,36	0,16	0,33	0,46	-0,03	0,02	0,12	0,20	-0,22	-0,03
Clor. a	0,02	-0,09	0,05	0,73*	-0,19	0,03	-0,08	-0,51	0,56	0,50	0,10	0,22

4.5.5 Pêlos em Batrachospermum sp.

Para a análise morfológica em Batrachospermum foram utilizadas as amostras coletadas em RN2 e duas amostras coletas em CA2, as quais devido ao pequeno volume de material encontrado não foram submetidas à análises químicas, tendo sido utilizadas apenas para o estudo morfológico.

4.5.5.1 Número de pêlos.

As médias para o número de pêlos por seção de 200 µm em cada amostra foram maiores em RN2, em relação às médias obtidas para CA2 (Tabela 4.44).

Tabela 4.44 Contagem e estatísticas descritivas do número de pêlos, em seções de 200 µm de Batrachospermum sp, em três lâminas (A1,A2 e A3) de cada amostra, coletada nos pontos indicados.

ponto	DATA	estação	A1	A2	A3	MÉDIA	s	CV(%)
RN2	11/08/97	seca 97	38	55	25	39	15	38.2
RN2	07/04/98	seca 98	41	26	74	47	25	52.2
RN2	26/08/98	seca 98	74	56	62	64	9	14.3
CA2	11/08/97	seca 97	66	54	81	67	13.5	20.2
CA2	30/10/97	chuvas	33	54	11	33	21	65.8

As médias do número de pêlos, para as amostras coletadas em RN2, sofreram um acréscimo em função da data da coleta subindo de 39 unidades, em agosto de 1997, para 47 e 64 unidades em abril e agosto de 1998, respectivamente. Nas amostras de CA2, o número de pêlos caiu praticamente à metade entre agosto (67 undades) e outubro de 1997 (33 unidades).

4.5.5.2 Comprimento médio dos pêlos e sua relação com fósforo inorgânico.

Na Tabela 4.45, estão mostrados os comprimentos (µm) para dez medições aleatórias (M1 a M10) de pêlos nas amostras de <u>Batrachospermum</u> sp, coletadas nos pontos e dadas indicados.

Tabela 4.45 Resultados e estatísticas para dez medições (M1 a M10) de comprimentos (µm), de pêlos de <u>Batrachospermum</u> sp, nas amostras coletadas nos pontos e datas indicadas. Na quarta coluna, são mostradas as concentrações de PO_4^{3-} nas datas das coletas.

ponto	DATA	estação	PO_4^{3-}	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	MÉDIA	s
			µg l^{-1}	----------						µm					----------
RN2	11/08/97	seca 97	6.7	70	70	70	40	70	70	70	70	100	70	70	14
RN2	07/04/98	seca 98	3.6	100	70	80	70	90	100	110	90	90	110	91	14
RN2	26/08/98	seca 98	3.4	100	110	100	80	90	80	80	90	90	90	91	10
CA2	11/08/97	seca 97	12.5	10	10	10	10	10	10	10	20	10	10	11	3
CA2	30/10/97	chuvas	7.5	20	20	20	30	20	10	20	30	30	30	23	7

O comprimento médio dos pêlos de <u>Batrachospermum</u> sp., nas amostras coletadas em RN2 na estação seca de 1997 (70 µm) é 6.4 vezes superior ao comprimento médio nas amostras de CA2 (11 µm) coletadas na mesma estação. A concentração de PO_4^{3-} em RN2 (6.7 µg PO_4^{3-} l^{-1}), na estação seca de 1997 foi 50% (12.5 µg PO_4^{3-} l^{-1}) da concentração de PO_4^{3-}, em CA2.

No início da estação chuvosa de 1997 (outubro), o comprimento médio dos pêlos de <u>Batrachospermum</u> sp em CA2 subiu para 23 µm, enquanto a concentração de PO_4^{3-} foi igual a 7.5 µg l^{-1}.

Na estação seca de 1998, a média de comprimento dos pêlos em RN2 foi 91 µm, em abril e agosto de 1998. As concentrações de PO_4^{3-}, foram iguais a 3.6 µg PO_4^{3-} l^{-1} (abril) e 3.4 µg PO_4^{3-} l^{-1} (agosto).

Plotando-se as medidas de comprimento dos pêlos em função da concentração de fósforo solúvel (PO_4^{3-}) verificada em cada data de amostragem obteve-se o gráfico mostrado na Figura 4.47.

O coeficiente de correlação entre as variáveis foi igual a -0.89, considerado significativo ($p < 0.05$). A equação de regressão,

utilizando-se do modelo da reta, teve um coeficiente de regressão igual a 0.78, o qual foi também considerado significativo ($P < 0.01$).

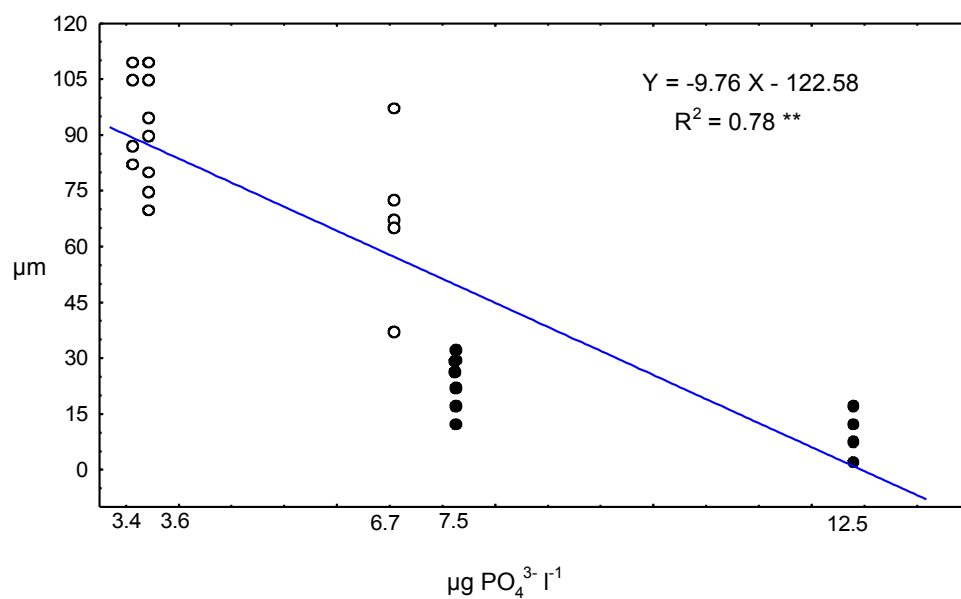



Figura 4.47 Comprimento (µm) dos pêlos de Batrachospermum sp, coletado em pontos dos córregos florestais (O) e agrícolas (●), em função da concentração de fósforo solúvel (PO_4^{3-}).A linha traçada entre os pontos, representa a plotagem da equação de regressão.

4.6 Experimentos de enriquecimento.

Na Figura 4.48, encontram-se plotadas as médias das concentrações de clorofila a nas lâminas dos experimentos de enriquecimento em função dos dias de exposição, no trecho final do Projeto Rubro-Negra e trecho médio do Projeto Córrego Grande.

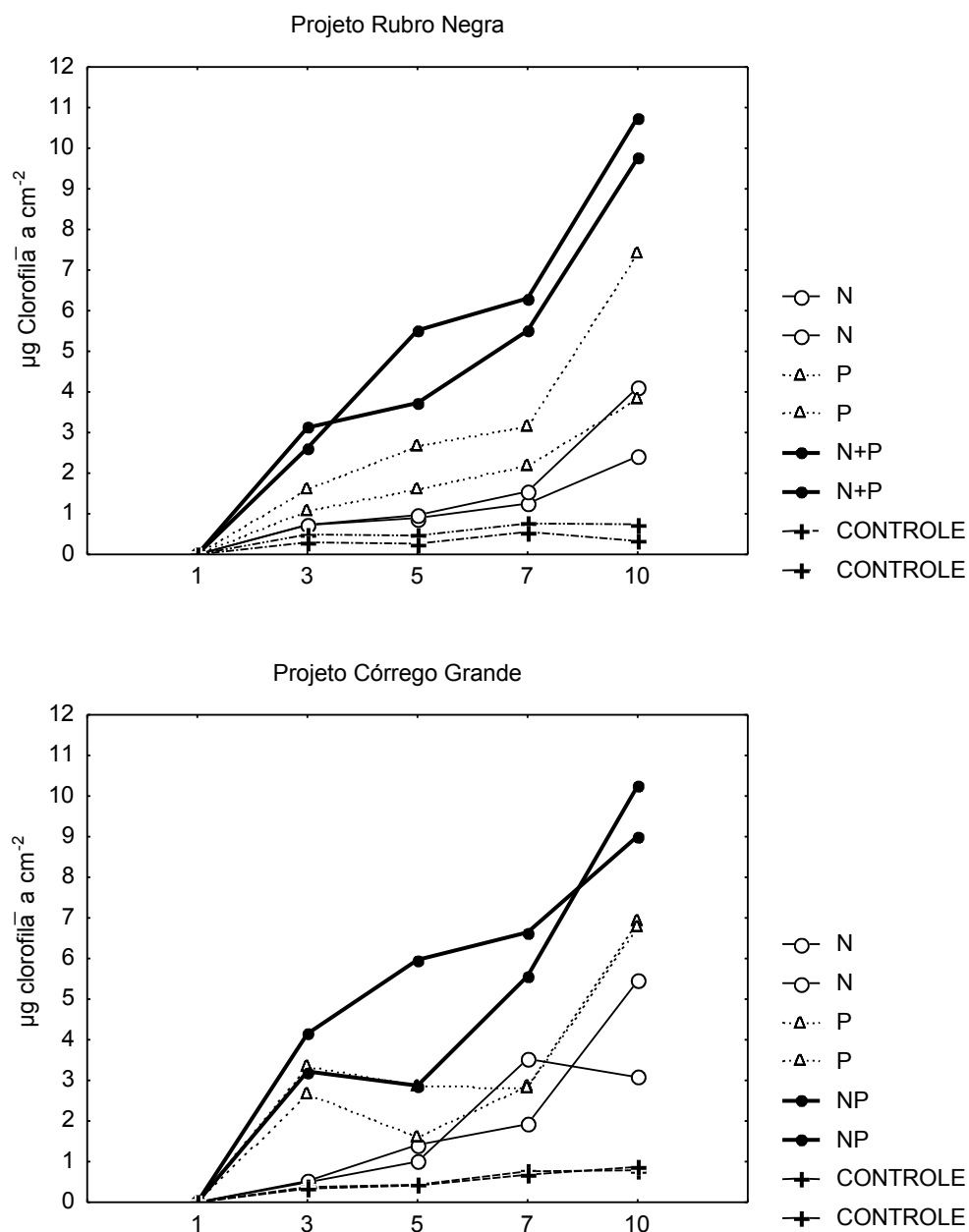



Figura 4.48 Comportamento das médias das concentrações de clorofila a, nos experimentos de enriquecimento, em função dos dias de exposição.

As equações e os coeficientes de regressão para as médias das concentrações de clorofila a em função do número de dias de exposição nos experimentos realizados no Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande, são mostrados nas Tabelas 4.46 e 4.47, respectivamente.

Tabela 4.46 Equações de regressão, para a concentração média de clorofila a (µg clor. a cm^{-2}), em função do tempo de exposição (dias), nas lâminas recebendo as fontes solúveis de nutrientes, no experimento realizado no Projeto Rubro-Negra. Os coeficientes de regressão (R^2), assinalados com "*", foram significativos ($p < 0.05$).

nutriente	equação	R^2
N (NO_3^-)	µg clor. a cm^{-2} = 0.25 dias - 0.2311	0.953*
N (NO_3^-)	µg clor. a cm^{-2} = 0.42 dias - 0.7357	0.890*
P (PO_4^{3-})	µg clor. a cm^{-2} = 0.40 dias - 0.3504	0.982*
P (PO_4^{3-})	µg clor. a cm^{-2} = 0.76 dias - 1.0149	0.929*
N + P	µg clor. a cm^{-2} = 1.15 dias - 0.9411	0.981*
N + P	µg clor. a cm^{-2} = 1.01 dias - 0.8102	0.963*
Controle	µg clor. a cm^{-2} = 0.04 dias + 0.0907	0.431
Controle	µg clor. a cm^{-2} = 0.08 dias + 0.0915	0.765*

Tabela 4.47 Equações de regressão, para a concentração de clorofila a (µg clor. a cm^{-2}), em função do tempo de exposição (dias), nas lâminas recebendo as fontes solúveis de nutrientes, no experimento realizado no Projeto Córrego Grande. Os coeficientes de regressão (R^2), assinalados com "*", foram significativos ($p < 0.05$).

nutriente	equação	R^2
N (NO_3^-)	µg clor. a cm^{-2} = 0.41 dias - 0.4948	0.803*
N (NO_3^-)	µg clor. a cm^{-2} = 0.58 dias - 1.1413	0.885*
P (PO_4^{3-})	µg clor. a cm^{-2} = 0.65 dias - 0.6158	0.808*
P (PO_4^{3-})	µg clor. a cm^{-2} = 0.61 dias - 0.0048	0.769*
N + P	µg clor. a cm^{-2} = 0.92 dias + 0.3711	0.911*
N + P	µg clor. a cm^{-2} = 1.06 dias + 1.1147	0.929*
Controle	µg clor. a cm^{-2} = 0.09 dias - 0.0277	0.963*
Controle	µg clor. a cm^{-2} = 0.09 dias + 0.0197	0.884*

A inclinação (1ª derivada) de cada equação de regressão fornece a taxa de aumento da concentração de clorofila a (µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}) na superfície das lâminas. Este aumento na concentração de clorofila a é uma medida indireta da taxa de colonização das lâminas, pelo perifíton (Peterson *et alli.*, 1983).

As taxas de colonização do perifíton (medidas pela concentração clorofila) foram mais elevadas nas lâminas recebendo a mistura de nitrogênio e fósforo em relação às lâminas que receberam somente um nutriente. As lâminas dos tubos controles exibiram as menores taxas de colonização, em relação às lâminas recebendo nutrientes.

No experimento do Projeto Córrego Grande as taxas de colonização das lâminas nos dois tubos recebendo N e P foram iguais a 0.92 e 1.06 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}. Para o experimento do Projeto Rubro-Negra, as taxas nos dois tubos recebendo a mistura de nitrogênio e fósforo (1.15 e 1.01 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}), ficaram próximas dos valores obtidos no Projeto Córrego Grande.

Os valores médios da concentração de clorofila a para as lâminas recebendo a mistura de nutrientes variaram entre 2.62 (3 dias de exposição) e 10.76 µg clor. a cm^{-2} (10 dias de exposição) no experimento do Projeto Rubro-Negra. Já no experimento do Projeto Córrego Grande, estes valores médios variaram entre 2.87 (3 dias de exposição) e 10.25 µg clor. a cm^{-2} (10 dias de exposição).

As lâminas expostas à fonte solúvel de fósforo apresentaram taxas de colonização (0.66 e 0.61 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}) mais elevadas que as taxas das lâminas expostas à fonte solúvel de nitrogênio (0.41 e 0.58 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}), no experimento do Projeto Córrego Grande. Os valores médios da concentração de clorofila a nas lâminas expostas ao nitrogênio, variaram entre 0.49 µg clor. a cm^{-2} (3 dias de exposição) e 5.45 µg clor. a cm^{-2} (10 dias de exposição). Nas lâminas expostas ao fósforo as concentrações médias ficaram entre 1.62 e 6.9 µg clor. a cm^{-2} aos 5 e 10 dias de exposição, respectivamente.

No experimento do Projeto Rubro-Negra as taxas de colonização do conjunto de lâminas exposto ao fósforo (0.40 e 0.76 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}) e ao nitrogênio (0.25 e 0.42 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}) apresentaram uma diferença maior entre si, com um dos conjuntos expostos ao fósforo apresentando uma taxa dentro da faixa de variação dos conjuntos de

lâminas expostos ao nitrogênio. Os valores médios das lâminas que receberam a fonte solúvel de fósforo ficaram entre 1.05 e 7.43 µg clor. a cm^{-2} aos 3 e 10 dias de exposição, respectivamente. Já para as lâminas que receberam nitrogênio, as médias variaram entre 0.72 µg clor. a cm^{-2} (3 dias) 4.11 µg clor. a cm^{-2} (10 dias de exposição).

Os tubos controles mostraram taxas de colonização mais baixas no experimento do Projeto Rubro-Negra (0.04 e 0.08 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}) em relação à taxa de colonização (0.09 µg clor. a cm^{-2} dia^{-1}), verificada para o experimento do Projeto Córrego Grande, a qual foi a mesma para os dois conjuntos.

Os coeficientes de regressão para as equações relacionadas às lâminas expostas à mistura de nitrogênio e fósforo foram mais elevados no experimento do Projeto Rubro-Negra (0.981 e 0.963), em relação aos valores encontrados para os coeficientes de regressão no experimento do Projeto Córrego Grande (0.911 e 0.923).

Nas lâminas expostas ao fósforo os coeficientes de regressão verificados no Projeto Rubro-Negra (0.982 e 0.926) foram novamente mais elevados que os coeficientes verificados no experimento do Projeto Córrego Grande (0.808 e 0.769). Também nas lâminas expostas ao nitrogênio, os coeficientes de regressão das equações de regressão no experimento do Projeto Rubro-Negra (0.953 e 0.890) apresentaram valores superiores aos valores verificados para os coeficientes do Projeto Córrego Grandes (0.803 e 0.885).

Nos tubos controles a situação se inverteu. Os coeficientes de regressão verificados no experimento do Projeto Rubro-Negra (0.431 e 0.765) foram menores que os coeficientes de regressão nos tubos controles do experimento realizado no Projeto Córrego Grande (0.963 e 0.884).

Os resultados dos coeficientes de regressão sugerem que as taxas de colonização das lâminas que receberam nutrientes no experimento do

Projeto Rubro-Negra seguiram melhor o modelo linear, em relação às taxas verificadas no Projeto Córrego Grande.

A intensidade luminosa (lux m^{-2}), medida durante as coletas das lêminas, mostra um comportamento diferente da luz recebida por cada conjunto, em função da data de coleta, nos experimentos do Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande (Figura 4.49).

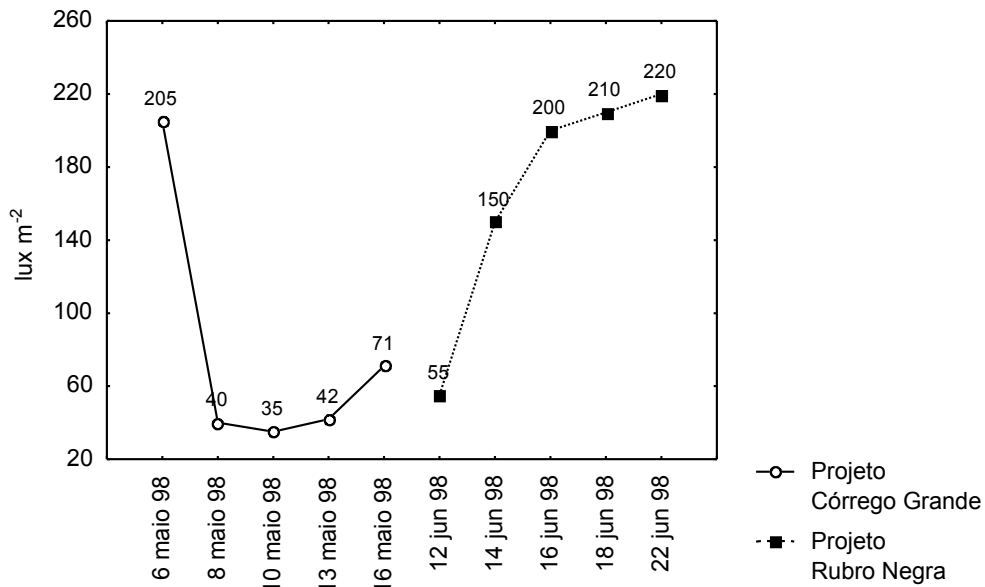



Figura 4.49. Curvas da intensidade luminosa (lux m^{-2}) em função da data de coleta das lâminas no Projeto Rubro-Negra e Projeto Córrego Grande.

A ocorrência de maior cobertura do céu, durante a maior parte dos dias de coletas das lâminas no Projeto Rubro negro, pode explicar a curva côncava da intensidade luminosa para este experimento.

Durante as coletas das lâminas, no experimento do Projeto Córrego Grande, cerca de um mês mais tarde, a cobertura de nuvens foi praticamente ausente a partir de 14 de junho o que resultou na curva ascendente da intensidade luminosa neste período.

5. Discussão.

5.1 Usos dos solos e as variáveis medidas *in situ*.

5.1.1 Temperatura e oxigênio dissolvido

Em ambientes lóticos de menor ordem, a temperatura do ar, porcentagem de cobertura pela vegetação ciliar, relevo e entrada de água via escoamentos superficial e sub-superficial são as mais importantes variáveis controlando a temperatura da água (Allan, 1995). A temperatura do ar em bacias hidrográficas é função entre outras variáveis, da quantidade de radiação solar incidente e da natureza das superfícies que recebem a radiação. A quantidade de radiação solar recebida, por sua vez, depende largamente da exposição (Tubelis e Nascimento, 1980; Lima, 1986).

Não ficou claro o efeito da exposição das bacias de drenagem estudadas sobre a temperatura da água dos ambientes estudados. As temperaturas médias nos córregos drenando as bacias de exposição sul (Projeto Córrego Grande e Córrego Alto), não apresentaram diferenças significativas para as temperaturas médias dos córregos drenando bacias de exposição norte (Projeto Rubro-Negra e Córrego São Mateus), seja no período chuvoso ou nas estações secas.

A variação sazonal da temperatura da água nos córregos pesquisados seguiu o curso da variação anual da temperatura do ar. Durante os trabalhos de campo, a diferença entre valores máximos e mínimos da temperatura média mensal do ar (13 °C), ficou próxima da diferença observada entre os valores extremos de temperatura da água, tanto para os córregos das bacias florestais (11.6 °C), quanto agrícolas (12.5 °C).

Além da exposição, a largura dos vales e grau de desnível do terreno influem na quantidade de radiação recebida pelas superfícies

coletoras existentes nas bacias hidrográficas, o que por sua vez, influencia a temperatura da água dos ambientes aquáticos drenantes (Resende & Almeida, 1985). Estando os córregos estudados localizados em vales relativamente profundos, existe sombra sobre grande parte das vertentes durante um período várias horas, logo após o amanhecer e próximo ao entardecer. Esta sombra reduz a quantidade de radiação recebida nas bacias de exposição sul, durante os meses de verão (quanto recebem mais energia), e nas bacias de exposição norte, durante os meses de seca - que é o período de maior incidência de radiação solar nas mesmas.

Mesmo com o efeito do sombreamento promovido pelo relevo, durante várias horas, quando o sol passa próximo ao zênite, há incidência direta de radiação solar de onda curta sobre as bacias. Portanto, a ausência de cobertura ciliar em praticamente todo o percurso dos córregos das bacias agrícolas, foi provavelmente a variável de maior importância para que as médias de temperaturas da água nestes córregos, fossem significativamente maiores que as temperaturas médias nos córregos drenando bacias florestais. Gray e Edington (1969), citados em Allan (1995), verificaram um aumento de 15 °C para 21.5 °C na temperatura máxima do verão em um rio de menor ordem no norte da Inglaterra, após a bacia ter sido desmatada. Burton & Likens (1973), citados por Storey & Cowley (1997), encontraram um declínio de 4 a 5 °C na temperatura de um córrego, durante o verão, após a água ter deixado trechos de pouca vegetação ciliar e percorrer 50 m em trechos densamente florestados. Em um rio de 4ª ordem, no Maine (EUA), Garmam & Moring (1991) sugeriram que a remoção de 80% da mata ciliar resultou em um aumento de 25% no número de dias de inverno com temperatura da água acima de 0 °C. Storey & Cowley. (op. cit.), verificaram um rápido declínio na temperatura da água de três córregos neozelandeses, durante o verão, nos primeiros 300 m que estes percorriam em áreas florestadas, após drenarem áreas de pastagens.

No presente estudo, a diferença entre as médias da temperatura da água dos córregos em bacias agrícolas e florestais, foi maior durante as estações secas (1.5 °C), correspondendo ao inverno, que durante a estação chuvosa (0.8 °C), a qual corresponde ao verão. Esta queda na diferença das temperaturas médias é um provável efeito da entrada de água das chuvas e maior cobertura do céu neste período, o que reduz a incidência de radiação solar direta nos córregos das bacias agrícolas.

O padrão sazonal de diminuição das concentrações de O_2 durante a estação chuvosa (verão), em relação às concentrações de amostradas nas estações secas (outono e inverno), observado em todos os ambientes estudados, pode ser explicado pela relação inversa existente entre a temperatura e a concentração de equilíbrio oxigênio dissolvida na água.

Os resultados das amostragens nos trechos finais, tanto dos córregos drenando as bacias agrícolas, quanto daqueles drenando as bacias florestais, sugerem que as características do relevo, tais como as quedas d’água e as áreas alagadas, também tiveram um papel importante sobre a concentração final de oxigênio dissolvido.

Para os córregos com quedas d’água a montante de seus trechos finais (Projeto Rubro-Negra e Córrego Alto), independente do uso dos solos das bacias de drenagem, verificou-se que as águas estavam sempre supersaturadas de oxigênio dissolvido. No Projeto Rubro-Negra as médias de porcentagem de saturação no trecho final (RN3), estiveram sempre acima de 100%, enquanto em seu trecho médio (RN2), a sempre água apresentou, em média, um déficit de saturação em torno de 25%. Também no Córrego Alto (área agrícola), há uma queda d'água entre o trecho médio (CA2) e o trecho final deste córrego (CA3), o qual sempre apresentou porcentagens de saturação acima de 100%.

Na outra bacia florestal (Projeto Córrego Grande), houve uma redução de cerca de 20% na porcentagem de saturação de O_2 dissolvido, entre o trecho médio (CG2) - que sempre se apresentou com águas supersaturadas em O_2 - e o trecho final (CG3), que mostrou sempre um

déficit de saturação. Tal diminuição na saturação de oxigênio é provavelmente resultado da passagem da água supersaturada em oxigênio dissolvido, pelo brejo existente entre CG2 e CG3. Áreas alagadas são locais de diminuição da velocidade e da turbulência da correnteza, além de terem taxas elevadas de produção secundária e decomposição de matéria orgânica, portanto, de consumo de O_2 (Hammer, 1992; Rodgers & Dunn, 1992; Richardson, 1994). O Córrego São Mateus, que não apresenta áreas alagadas ou quedas d'água entre seu trecho médio (CS2) e trecho final (CS3), apresentou um comportamento intermediário de seus valores de saturação de oxigênio dissolvido em relação aos trechos finais dos córregos com quedas d'água ou áreas alagadas a montante.

Em rios de menor ordem, além do aumento da temperatura e da passagem por regiões de menor velocidade, a deposição e/ou arraste de material alóctone e de sedimentos, para a lâmina d'água, também contribui para a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, apesar da natureza turbulenta da maioria dos córregos permitirem uma rápida reaeração da água (Wetzel, 1983, MacDonald *et alli*., 1991).

Nos córregos florestais estudados, os trechos próximos às nascentes, exibiram maior diferença entre os valores máximos e mínimos de concentração de oxigênio dissolvido, em relação aos trechos médios e trechos finais destes mesmos córregos. Por apresentarem pequena vazão e localizarem-se em trechos com densa cobertura florestal a montante, áreas de nascentes, são mais sensíveis às variações sazonais de deposição de material alóctone ou atividades de manejo florestal. Delong & Brusven (1992), citam estas regiões de nascentes, como regiões de acúmulo de matéria orgânica, enquanto os trechos rio abaixo, pela aeração proporcionada pelo relevo, seriam regiões de consumo (oxidação) da matéria orgânica.

As atividades de exploração florestal podem acelerar o processo de deposição de matéria orgânica particulada de origem alóctone de maneira que haja severas diminuições na concentração de O_2. Uma evidência para

estas hipóteses foi o fato de que durante a estação seca de 1998 - quando estava ocorrendo a exploração florestal - a nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1), ter apresentado uma diferença de 740% entre o valor máximo e mínimo da concentração de O_2 dissolvido, enquanto em RN2 e RN3 esta diferença foi igual a 150 e 25%, respectivamente. Para o Projeto Córrego Grande, onde não houve exploração florestal, a diferença entre valores extremos da concentração de O_2 dissolvido foi igual a 269, 235 e 225%, na nascente, trecho médio e trecho final, respectivamente.

Em junho de 1998 - cerca de 2 meses e meio após ter atingido seu valor mínimo - a saturação de oxigênio dissolvido em RN1 retornou a valor pouco abaixo do último registrado na estação seca de 1997, sugerindo uma tendência de recuperação. A interrupção na entrada de material alóctone e sedimentos possibilitaram que a concentração de O_2 dissolvido na água entrasse novamente em equilíbrio com a concentração de O_2 atmosférico.

5.1.2 pH e alcalinidade total.

Apesar de não ter sido detectada uma diferença significativa entre os valores de pH dos diferentes usos dos solos, os valores mais elevados desta variável foram amostrados nos córregos das bacias agrícolas, os quais foram também os córregos com maiores concentrações de cálcio e magnésio, as únicas bases analisadas que exibiram uma correlação significativa com o pH (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 Correlações (*r* de Pearson) entre o pH, a alcalinidade total e os cátions básicos analisados, em todas as coletas realizadas. Valores marcados foram considerados significativos ao nível de 5%.

	K	NA	CA	MG
pH	0,04	0,10	0,33*	0,27*
Alcalinidade total	0,28*	0,37*	0,40*	0,07

O Projeto Rubro-Negra exibiu os menores valores de pH em todas as estações amostradas, sendo também o córrego com as mais baixas concentrações dos cátions analisados. Hornbeck et al., (1997) pesquisando a química de três cursos d'água de menor ordem no nordeste dos EUA, encontraram uma relação semelhante entre o pH e a concentração de cálcio, com o ambiente mais rico neste elemento, apresentando valores mais elevados de pH. Brahmer (1994), relata um aumento de 4.0 para 5.5 no pH das águas de riachos drenando bacias experimentais da Floresta Negra (Alemanha), onde houve aplicação de calcário dolomítico, ao mesmo tempo que aumentaram as concentrações de Mg^{+2} e Ca^{+2} na água. No entanto, o pH retornou a 4.0 dentro de um ano, na medida que o cálcio era imobilizado no solo e nas árvores.

A alcalinidade total - largamente dependente das concentrações de bicarbonato - também guardou uma correlação positiva com as bases analisadas, o que resultou em valores mais elevados desta variável nos córregos agrícolas. Todos os trechos amostrados, exceto em CA3, exibiram medianas de valor mais baixo nas chuvas, em relação à estação seca de 1997. A entrada de ácidos orgânicos, trazidos dos solos do entorno, através escoamento superficial e sub-superficial, é uma das explicações mais freqüentes para este fenômeno (Boon & Serrano, 1991; Allan, 1995; Likens & Bormann, 1996; Hornbeck et al., 1997; Storey & Cowley, 1997).

A expectativa era que cessada a estação chuvosa, os valores das medianas voltassem a ser mais elevadas que as medianas verificadas no período chuvoso. Por outro lado, a alcalinidade total, na estação seca de 1998, em quase todos os trechos amostrados, apresentou uma variação entre valores máximos e mínimos de 5 a 11 vezes maior que a variação registrada na estação chuvosa e na estação seca de 1997. Tais resultados sugerem que um fator comum a todos os córregos, afetou os valores destas variáveis. Uma das possíveis explicações, seria a entrada de íons H^+, via precipitação atmosférica, visto a chuva na

região do médio rio Doce, ter consideráveis quantidades de SO_4^{2-} (Paulo Sant'Anna & Castro, comunicação pessoal). Este ácido, ao consumir a alcalinidade, causou a diminuição do pH. Investigando a influência do reflorestamento sobre química de rios de menor ordem na Escócia, Nisbet *et alli*. (1995), sugerem que o aumento de 0.2 unidades de pH verificado na água, foi resultado da diminuição das deposições de enxofre via atmosfera, nas décadas de 1970 e 1980, não guardando relação com o uso do solo nas bacias dos ambientes estudados. Cho (1995) relata que o aumento significativo na alcalinidade de um córrego drenando uma floresta do norte da Alemanha, ocorrido entre 1985 e 1991, possivelmente se deve à redução da deposição atmosférica de prótons originados de ácidos fortes, principalmente $H_2SO_4^{2-}$.

Outro fator seria a produção secundária microbiana, acelerada pela entrada de nutrientes no período das chuvas, o que resultaria em maior teor de CO_2 na água, como resultado da respiração (Peters *et alli*., 1976). Para Othe *et alli*. (1995) o CO_2 suprido por atividade biológica (microorganismos decompositores nas camadas superficiais do solo) e química (intemperização de rochas calcáreas), não somente controlaria o valor pH, mas também influenciaria a geração de alcalinidade, em córregos florestais japoneses. Para estes autores, as chuvas geradoras do escoamento superficial e sub-superficial que carreia o CO_2 determinam sazonalmente as modificações no pH nos córregos por eles estudados.

Em RN2, o padrão de diminuição dos valores de pH na estação seca de 1997, foi seguido, entretanto, mesmo o valor máximo ficou abaixo do valor mínimo verificado nas chuvas, sugerindo um efeito da exploração florestal sobre o pH. Para MacDonald (1991) em cursos d'água do noroeste americano a entrada de material alóctone, principalmente oriundo dos trabalhos de exploração florestal, libera ácidos orgânicos e acelera a taxa de respiração microbiana, causando a diminuição do pH da água. No presente estudo caso, os valores de pH, não tenderam à uma recuperação para níveis pré-corte, ao final dos trabalhos de coletas,

ficando, o valor amostrado, cerca de 2.2 unidades abaixo do valor amostrado em CG2, onde não houve exploração.

O efeito de modificações no pH sobre a biota aquática, varia conforme o taxon examinado. A maioria dos peixes não pode reproduzir-se e as algas não podem realizar atividade enzimática de quebra do fósforo orgânico em fósforo inorgânico em pH abaixo de 5; muitas espécies microinvertebrados aquáticos, preferem pH acima de 6; bivalvos, necessitam de águas com pH acima de 7, para formar suas conchas (Serrano e Boon, 1991; Karr, 1993; Allan, 1995).

5.1.3 Condutividade elétrica.

Os valores de condutividade elétrica seguiram o padrão encontrado para a alcalinidade, sendo mais elevados nos córregos agrícolas, os quais possuem maior concentração dos elementos que mais participam na composição iônica da água (K, Ca e Na). De fato, correlações significativas ($p < 0.05$) foram encontradas entre a condutividade elétrica, e os conteúdos totais de potássio (0.33), sódio (0.42), cálcio (0.46) e pH (0.38). Este último, segundo Wissmar *et alli.*, (1990) pode ser explicado pelo aumento na fração de HCO_3^- em águas onde a capacidade tamponante é dada principalmente por este aníon.

A ausência de diferença significativa entre os valores de condutividade elétrica nos trechos finais das bacias florestais e agrícolas durante as estações secas sugere uma similaridade do ponto de vista da força iônica do escoamento subsuperficial que alimenta estes córregos nos períodos secos, apesar de não ser necessariamente similar quanto à natureza destes íons.

Com o advento da estação chuvosa, acontece um aumento nos valores de condutividade elétrica, desde a nascente, até os trechos finais, provavelmente, causado pelo arraste de íons da solução do solo para a água. Nesta estação, a condutividade elétrica média, encontrada para o trecho final do Projeto Rubro-Negra, foi cerca de 2 a 2.7 vezes menor

que a média encontrada nos demais córregos, o que certamente contribuiu para que a condutividade elétrica dos córregos florestais fosse estatisticamente menor que a verificada nos córregos agrícolas.

O padrão de diminuição da condutividade quando do término do período chuvoso, observado na maioria dos córregos, foi quebrado em RN3, cuja condutividade média, aumentou cerca de 42% na estação seca, sugerindo um efeito da exploração florestal a montante. Tal fenômeno pode também estar relacionado ao alargamento do sistema de estradas para facilitar a remoção da madeira. Gignac *et alli*. (1994), relatam que a condutividade elétrica de uma área alagada em Alberta (Canadá), decresceu exponencialmente em função da distância de uma estrada de terra, sugerindo que a dissolução de minerais (principalmente Fe) e o transporte dos mesmos pelo vento foram as causas do aumento da condutividade elétrica. Para MacDonald *et alli*., (1991), a condutividade elétrica é pouco afetada por íons como nitrato e orto-fosfato, geralmente de maior interesse em trabalhos de monitoramento, porém, presentes em baixas concentrações nas águas de bacias florestais, tornando esta variável um pobre substituto para as análises químicas mais custosas.

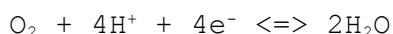
Outra explicação para o aumento da condutividade elétrica em RN3 durante a estação seca de 1998, principalmente em abril, pode estar na liberação de íons da escória siderúrgica depositada em RN2. De fato, houve um aumento de 140% na condutividade elétrica em RN3 entre os dias 7 e 22 de abril. Na última coleta (26 de agosto de 1998), a condutividade era cerca de 22% maior que o último valor registrado antes da deposição do material. Nas análises químicas realizadas, o cálcio aumentou sua concentração em 468%, entre a coleta dos dias 7 e 22 de abril. Na última coleta, a concentração de cálcio retornou para um valor próximo ao verificado antes da deposição da escória.

Por ser o cálcio, um dos componentes de escórias siderúrgicas, a elevação da condutividade elétrica provavelmente se deu pela dissolução

das frações mais finas do material em contato com a água. As frações grosseiras liberariam o cálcio em velocidades mais baixas, não afetando tanto a condutividade elétrica.

5.1.4 Potencial Redox (Eh).

Exceto em RN2, onde a variação dos valores de Eh se deveu à liberação de elétrons na água, provavelmente promovida pela dissolução da escória e em mais três amostragens, o restante dos valores de Eh foi positivo indicando o caráter oxidante das águas. Como seria de esperar neste caso, os valores de Eh apresentaram correlações positivas (0.36) e significativas ($p > 0.05$) com a concentração de O_2 dissolvido. A seguinte reação explica o valor positivo de Eh em águas oxigenadas:

$$O_2 + 4H^+ + 4e^- \Leftrightarrow 2H_2O$$

Ou seja, os prótons combinam-se com elétrons livres e o oxigênio, causando a formação de água. A remoção de elétrons aumenta o valor do Eh (Goltermam *et alli.*, 1978).

A dissolução e precipitação de diversos elementos químicos em águas naturais são afetadas pelo valor de Eh, tornando possível prever a forma sob a qual determinado elemento (e.g. metais) se encontra no ambiente e se, sobre esta forma, o mesmo se torna disponível para a cadeia alimentar (Margalef, 1983). Por exemplo, em águas com temperatura de 25 °C e pH igual a 7, as concentrações de $[Fe^{+3}]$ e $[Fe^{+2}]$ se igualam quando o Eh tem valor igual a + 0.77 V. Acima ou abaixo deste valor, predomina o estado oxidado (trivalente) ou reduzido (bivalente) do ferro, respectivamente. Similarmente, o manganês tem valor de equilíbrio igual a + 1.51. A forma reduzida destes metais é mais solúvel. Desta forma, se as condições ambientais permitem uma redução dos valores de Eh, estes metais se solubilizam (com preferência para o Mn). Microorganismos podem oxidar estas formas reduzidas para

aproveitar a energia resultante, fazendo com que estes metais se tornem disponíveis para os demais níveis tróficos. O acompanhamento dos valores do potencial redox em RN2 mostrou que havia um excesso de elétrons na água (baixos valores de Eh), que retornaram a valores positivos em função do tempo transcorrido desde a deposição. Tal excesso de elétrons, muito possivelmente se deu pela oxidação de Fe^{+3}, Mn^{+3} e outros metais como o Zn e Cu, presentes na fração mais fina do material, a qual foi mais rapidamente dissolvida. Apesar de não ter havido um aumento significativo na concentração dos citados metais nas águas logo após a deposição, é possível que um pulso destes elementos tenha sido liberado para a água e carreado para fora da bacia.

Sob permanência de condições redutoras, sedimentos ricos em ferro e manganês podem ser fontes de fósforo para a coluna d'água, através da parcial dissolução dos compostos de Fe e Mn, enquanto a prevalência de condições aeróbicas, leva estes sedimentos a se tornarem sumidouros de fósforo inorgânico (Olila & Reddy, 1997). Os valores positivos de Eh, encontrados para os córregos estudados e os elevados valores de Fe e Mn encontrados nos sedimentos, sugerem que estes atuam no sentido de reter o fósforo inorgânico, contribuindo para as baixas concentrações encontradas deste composto.

5.1.5 Vazão.

A concentração das chuvas, durante o período de amostragem - 90% da precipitação total registrada entre de outubro a março, sendo 32% deste mesmo total no mês de dezembro de 1997 - juntamente com relevo acidentado confere ao escoamento superficial nas bacias estudadas, uma grande energia potencial e favorece a ocorrência de picos de vazão. De fato a região do médio rio Doce é dita possuir um "relevo de alta energia" (Resende & Almeida, 1985). Estes autores calcularam que para as regiões de João Monlevade e Viçosa (MG), de relevo semelhante ao do médio rio Doce, a energia potencial disponível para realizar o trabalho

de erosão pluvial (erosividade) é de 13600 e 19800 Joules m^{-2}, respectivamente. Comparativamente na região de Araçuaí, localizada em relevo plano e de clima mais seco, a erosividade das chuvas é de 2700 Joules m^{-2}. A cobertura florestal, especialmente aquela com desenvolvimento de sub-bosque, nestas regiões de maior energia erosiva tende a diminuir a possibilidade de arraste dos solos pela quebra da energia cinética das gotas de chuva, favorecendo a manutenção de taxas elevadas de infiltração (Lima, 1986). A perda de água interceptação (evaporação de água de chuvas que é retida em galhos e folhas), também contribui para diminuição da ocorrência de picos de vazão em bacias florestadas. Sharin & Hall (1996), sugerem que mesmo uma pequena alteração na cobertura florestal pode provocar o aumento na produção de água em bacias hidrográficas. Aplicando regressão linear múltipla sobre dados de 145 experimentos de vazão em bacias que sofreram redução de 10% na área basal, eles encontraram um aumento de 20 mm e 6 mm na vazão de bacias plantadas com Pinus spp. Eucalyptus spp., respectivamente. Estes resultados foram atribuídos à diminuição de perdas por interceptação e diminuição da taxa de infiltração.

Neste estudo, os resultados das medições de vazão para o período chuvoso, quando a média, bem como a diferença entre valores máximos e mínimos foram significativamente maiores nos córregos das bacias florestais, podem refletir uma situação onde a maior taxa de infiltração nos solos destas bacias minimizou o escoamento direto e favoreceu o escoamento base. Nas bacias agrícolas, por outro lado, com solos formados basicamente por pastagens em diferentes graus de degradação, o escoamento base fica prejudicado pela menor taxa de infiltração, o que favorece o escoamento direto e a ocorrência de picos pronunciados de vazão. Arent (1942) & Lull, (1964), citados em Lima (1986), verificaram taxas de infiltração de 24.1 e 42.7 mm h^{-1}, para pastagens degradadas ou abandonadas, respectivamente. Ecossistemas florestais com piso intacto, em contraste, apresentaram taxas de

infiltração de 59.9 e 76.2 mm h^{-1}. Utilizando isótopos de oxigênio, sílica e nitrogênio para estudar a hidrologia de uma bacia agrícola (19.8 ha) na Pennsilvania, Dewalle & Pionke (1993) concluíram que durante a precipitação de maior intensidade ocorrida no período de estudos, 53% da água que chegou ao curso d'água derivou do escoamento direto (superficial e sub-superficial). Em 8 anos de estudos, Lal (1996) encontrou para solos da Nigéria, uma redução na taxa de infiltração de 115.8 mm h^{-1} para 5.3 mm h^{-1}, após a conversão de uma área de florestas nativas para pastagens e agricultura nômade, respectivamente.

As observações de campo realizadas durante o período chuvoso revelaram marcas evidentes destes picos de vazão (alterações no canal e deposição de sedimentos nas margens), apenas nos córregos das bacias agrícolas. Em muitos casos foi possível estimar que a largura do curso d'água houvesse sido de duas a seis vezes maiores que a largura encontrada nos períodos de seca. Nos córregos das bacias florestais, apenas o aumento na profundidade da lâmina d'água e na composição da composição da vegetação de macrófitas aquáticas eram sinais visíveis do aumento da vazão.

Além da influência da cobertura florestal nos Projetos Rubro-Negra e Córrego Grande sobre as taxas de infiltração e escoamento superficial, considera-se que os ecossistemas ripáricos nestas bacias têm influência sobre as características hidrológicas das mesmas, alterando a velocidade (e conseqüentemente a vazão), ao mesmo tempo em que atuam como áreas de recarga e liberação de água subterrânea (Swanson & Franklin, 1992; Richardson, 1994).

É crível supor que o efeito combinado dos plantios florestais (aumento da taxa de infiltração) e ecossistemas ripáricos torna o tempo de residência da água nas bacias florestadas maior que nas bacias agrícolas, o que provoca a ocorrência de picos de vazão não detectados pela freqüência de amostragem adotada.

5.2 Nutrientes.

Segundo Allan (1995), a maioria dos estudos feitos acerca das diferenças na química de rios de menor ordem drenando bacias agrícolas e florestais, não chega a conclusões válidas, pois, áreas florestais geralmente são localizadas onde o relevo, os solos e o clima as tornam inaptas para agricultura, o que impediria uma comparação. O presente estudo, porém, não sofre tal restrição, visto que a região do médio rio Doce, onde se realizaram os estudos de campo, não tem áreas planas em quantidade suficiente para que a agricultura e pecuária se estabeleçam em paisagens diferentes da atividade florestal. Deste modo, é mais provável que os resultados aqui obtidos sejam atribuídos aos diferentes usos dos solos.

Nenhum dos nutrientes pesquisados mostrou correlações significativas com a vazão, tanto nos córregos florestais, quanto nos córregos agrícolas. Likens & Bormann (1996), observaram que concentração de nutrientes dissolvidos não possuía correlação com a vazão para a bacia experimental de Hubbard Brook, New Hampshire. Estes autores sustentam que a remoção de substâncias particuladas está mais relacionada com a vazão sendo um processo aleatório e fortemente correlacionada com fortes chuvas. Já as substâncias dissolvidas seriam mais proximamente relacionadas com o fluxo de água sub-superficial, com controles mais previsíveis. Lesack (1993) argumenta que o fluxo de base foi responsável por 92% da produção de água por uma bacia florestada na Amazônia, sendo o caminho dominante para exportação de solutos, apesar de não ter sido encontrada uma alta correlação entre vazão e carga de nutrientes. Arheimer *et alli*. (1996), sugerem que a vazão explicava somente 20% da variação sazonal na concentrações de NO_3^--N e nitrogênio orgânico e 10% para as concentrações de NH_4^+-N, em rios de menor ordem na Suécia e Finlândia.

Desse modo, a falta de correlação entre a concentração de nutrientes e a vazão nos ambientes estudados se deu provavelmente por estarem os nutrientes em grande parte sob a forma dissolvida. MacDonald *et alli.* (1991), argumenta que a concentração de STS guarda uma correlação positiva com a concentração de vários nutrientes por estarem estes adsorvidos às partículas. Porém, foram poucos os nutrientes correlacionados com a concentração de STS. Para os córregos florestais, aqui estudados, nenhum nutriente apresentou correlação significativa com a concentração de STS. Nas bacias agrícolas foram correlacionados significativamente com a concentração de STS o potássio (0.65), o ferro (0.98) e o manganês (0.99). Isto reforça a hipótese de grande parte dos nutrientes aqui pesquisados, mesmo suas formas orgânicas, se apresentaram dissolvidos.

5.2.1 Nitrogênio e fósforo.

O predomínio de NH_4^+ sobre o NO_3^- na fração inorgânica do nitrogênio total, verificado em todos os córregos pesquisados, não é a tendência usual, pois, em águas oxigenadas o nitrato é a forma predominante de nitrogênio inorgânico em rios de menor ordem. Porém, significativas quantidades de NH_4^+, podem ser encontradas onde há decomposição de matéria orgânica ou a concentração de oxigênio na água subterrânea da zona ciliar, é baixa (Omernick, 1977; Gibson, 1985, Steinmann & Parker; 1990; Mulholland, 1992; Rosemond., 1993; Novdin *et alli.*, 1995; Likens & Bormann; 1996; Cattaneo, 1996; Hornbeck *et alli.*, 1997; Storey & Cowley; 1997).

Os resultados da concentração média, máxima e mínima de nitrogênio total apontam para uma similaridade na química dos ambientes aquáticos, com relação a este nutriente. Já as concentrações máximas do nitrogênio inorgânico sob a forma do íon amônio ($N\text{-}NH_4^+$), para todos os ambientes pesquisados foram de 2 a 35 vezes maiores que as encontradas em outros estudos. As concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ foram semelhantes àquelas

encontradas para córregos drenando usos semelhantes dos solos (Tabela 5.2). A grande variação encontrada para as concentrações das formas inorgânicas do nitrogênio ressalta as complexas interações deste elemento com o clima, vegetação, solos e usos antrópicos da paisagem. Em um estudo acerca da influência da idade de plantios florestais (*Picea sitchensis*) sobre a exportação de $N\text{-}NO_3^-$ por córregos no País de Gales, U.K., Emmett *et al*. (1993), encontraram valores médios de 0.13, 0.39, 630 e 1100 μg $N\text{-}NO_3^-$ l^{-1} nas córregos drenando plantios com 8 a 12, 21 a 40, 46 a 54 e > 54 anos, respectivamente. Em contraste, córregos drenando regiões de pastagens próximas ("moorlands") variaram suas concentrações entre 20 e 189 μg $N\text{-}NO_3^-$ l^{-1}. Eles concluíram que os solos sob plantios florestais de *Picea sitchensis* se saturaram de nitrogênio devido às interações existentes entre as árvores a fixação biológica de N, e com o passar do tempo, estes solos se transformaram em fontes de nitrato para as águas.

Tabela 5.2 Variações nas concentrações (μg l^{-1}) das formas inorgânicas de nitrogênio em rios de menor ordem drenando bacias com diferentes usos dos solos.

Forma do nitrogênio	Variação (μg l^{-1})	Uso predominante na bacia de capitação	Referência
$N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$	64 a 224	agricultura	Biggs (1995)
$N\text{-}NO_3^-$	3 a 75	*Eucalyptus grandis*	Este estudo
$N\text{-}NH_4^+$	3 a 1931	*Eucalyptus grandis*	Este estudo
$N\text{-}NO_3^-$	6 a 124	floresta boreal	Corning *et alli*. (1989)
$N\text{-}NO_3^-$	51 a 140	floresta boreal	Corning *et alli* (1989)
$N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$	28 a 170	floresta temperada	Biggs (1995)
$N\text{-}NH_4^+$	20 a 102	floresta temperada	Cattaneo (1996)
$N\text{-}NO_2^-$	1 a 8.6	floresta temperada	Cattaneo (1996)
$N\text{-}NO_3^-$	5 a 203	floresta temperada	Cattaneo (1996)
$N\text{-}NO_3^-$	0.7 a 4	floresta temperada	Hornbeck *et alli*. (1997)
$N\text{-} NH_4^+$	<2	floresta temperada	Hornbeck *et alli*. (1997)
$N\text{-}NH_4^+$	10 a 34	floresta temperada	Jenkins & Suberkropp (1995)
$N\text{-}NH_4^+$	18 a 601	floresta temperada***	Jenkins & Suberkropp (1995)
$N\text{-}NO_3^-$	257 a 296	floresta temperada***	Jenkins & Suberkropp (1995)
$N\text{-}NO_3^-$	32 a 90	floresta temperada	Jenkins & Suberkropp (1995)
$N\text{-}NH_4^+$	< 2	floresta temperada	Mulholland & Rosemond (1992)
$N\text{-}NO_3^-$	120 a 300	floresta temperada	Newbold *et alli*. (1995)
$N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$	< 2 a 50	floresta temperada	Rosemond (1994)

N-NH_4^+	< 2 a 8	floresta temperada	Steinman & Parker (1990)
N-NO_3^-	9 a 48	floresta temperada	Steinman & Parker (1990)
N-NH_4^+	0 a 57	floresta tropical*	Barbosa *et alli.* (1997)
N-NO_3^-	0.4 a 52	floresta tropical*	Barbosa *et alli* (1997)
N-NO_3^-	30 a 180	pastagens temperadas	Emmett *et alli.* (1993)
N-NO_3^-	2.5 a 94	pastagens tropicais	Este estudo
N-NH_4^+	3 a 1238	pastagens tropicais	Este estudo
N-NH_4^+	2 a 103	pastagens tropicais	Mita & Gaur (1991)
N-NO_3^-	156 a 617	pastagens tropicais	Mita & Gaur (1991)
N-NO_3^-	140 a 1130	plantios florestais**	Emmett *et alli.* (1993)

* Nascentes do rio Piracicaba, região do Caraça, MG; **Picea sitchensis, País de Gales, U.K.; *** bacia com solos eutróficos

Para os córregos florestais aqui estudados, a decomposição do litter no solo e na água é provavelmente a maior fonte de íons NH_4^+, uma vez que a adubação nitrogenada não é utilizada nos plantios de Eucalyptus grandis, devido à ausência de resposta, por parte das árvores (A. S. Fabres, comunicação pessoal). A fonte de NH_4^+ nos córregos agrícolas, não foi determinada, porém outros estudos indicam que uréia e outros fertilizantes nitrogenados são a principal fonte de NH_4^+ em ambientes de menor ordem, impactados por agricultura e pecuária (Newbold, *et alli.*, 1983; Emmet *et alli.*, 1993; Delong & Brusven, 1993).

Somente na estação seca de 1998, as descargas de nitrogênio total foram significativamente maiores nos córregos florestais, em relação aos córregos agrícolas. Isto aconteceu, principalmente, devido ao aumento da descarga de nitrato, em RN3, sendo um possível efeito da exploração florestal, como será discutido mais tarde.

Apesar de MacDonald (1991), sugerir que grande parte do nitrogênio total - assim como para os demais nutrientes - está sob forma particulada, e deste modo, mantendo uma correlação positiva com a concentração de sólidos totais em suspensão (STS), nenhuma correlação significativa, entre STS e o nitrogênio total, foi encontrada, tanto para os córregos das bacias agrícolas, quanto para os córregos das bacias florestais. Deste modo, é possível que a fração orgânica do

nitrogênio total, estivesse, em grande parte dissolvida (e.g. aminoácidos), não guardando relação com partículas em suspensão.

O exame das concentrações médias das formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo - os nutrientes mais estudados na ecologia de macroalgas perifíticas - nos córregos pesquisados sugere que o nitrogênio não é um elemento limitante ao crescimento do perifíton. Este papel cabe provavelmente ao fósforo, cujas concentrações médias de PO_4^{3-} foram 13 e 61 vezes menores que a soma das médias das formas inorgânicas de nitrogênio nos córregos das bacias florestais e agrícolas, respectivamente.

Os valores das concentrações de fósforo sugerem que os córregos drenando bacias florestais, são distintos dos córregos drenando bacias agrícolas, do ponto de vista do aporte, ciclagem e exportação deste nutriente. A concentração média de fósforo total, nos córregos das bacias florestais, é em média, 25 vezes menor que a concentração média de fósforo, em relação às bacias agrícolas. Além disso, a razão P - orgânico: P - inorgânico foi igual a 8, nos córregos florestais, e 64 nos córregos agrícolas.

Outros estudos também apontam para uma tendência de maior concentração média de formas dissolvidas e totais de fósforo em córregos drenando áreas de pastagens e agricultura quando comparadas às concentrações médias de córregos florestais, apesar das diferenças nos solos e regime hidrológico poderem influenciar as concentrações de fósforo na água (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 Variações nas concentrações (µg l^{-1}) das formas inorgânica e total de fósforo em rios de menor ordem drenando bacias com diferentes usos dos solos.

Forma do fósforo	Variação (µg l^{-1})	Uso predominante na bacia de capitação	Referência
$P\text{-}PO_4^{3-}$	8 a 26	agricultura	Biggs (1995)
P-total	37.4 a 44.8	agricultura	Cattaneo *et alli.* (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 48.7	Eucalyptus e Pinus‡	Pozo (1993)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	6 a 71	Eucalyptus e Pinus‡‡‡	Pozo (1993)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	24 a 127	Eucalyptus e Pinus‡‡‡	Pozo (1993)
P-total	2 a 93	Eucalyptus grandis	Este estudo
$P\text{-}PO_4^{3-}$	1 a 29	Eucalyptus grandis	Este estudo
P-total	4.8 a 22.2	floresta boreal	Cattaneo *et alli.* (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 3.9	floresta boreal‡	Corning *et alli.* (1989)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 8.2	floresta boreal‡‡	Corning *et alli.* (1989)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	4 a 17.1	floresta temperada	Biggs (1995)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 10.4	floresta temperada	Cattaneo (1996)
P-total	1 a 57	floresta temperada	Cattaneo (1996)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	4 a 12	floresta temperada	Jenkins & Suberkropp (1995)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	2 (média)	floresta temperada	Likens & Bormann (1996)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	<1 a 8	floresta temperada	Storey & Cowley (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 5	floresta temperada	Rosemond (1994)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	2 a 5	floresta temperada	Steinman & Parker (1990)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	88 a 97	floresta temperada***	Jenkins & Suberkropp (1995)
P-total	5.3 a 81.6	floresta tropical*	Barbosa *et alli.* (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	3.5 a 9.8	floresta tropical*	Barbosa *et alli.* (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	9 a 42	florestas e pastos	Storey & Cowley (1997)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	< 1 a 20	pastagens temperadas	Whitton *et alli.* (1998)
P-total	8 a 10080	pastagens tropicais	Este estudo
$P\text{-}PO_4^{3-}$	1 a 221	pastagens tropicais	este estudo
P-total	8 a 24	pastagens tropicais	Mita & Gaur (1991)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	1 a 13	pastagens tropicais	Mita & Gaur (1991)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	4 a 70	pastagens temperadas	Storey & Cowley (1997)

* Nascentes do rio Piracicaba, região do Caraça, MG;*** bacia com solos eutróficos; ‡ rio de primeira ordem; ‡‡ rio de segunda ordem; ‡‡‡ rio de terceira ordem

Pozo (1993) encontrou um aumento nas concentrações de $P\text{-}PO_4^{3-}$ nas águas de um córrego do nordeste da Espanha, na medida em que o mesmo passa por solos formados por sílica (<1 a 49 µg $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}), calcário (6 a 71 µg $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}) e aluvião (24 a 127 $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}), o que sugere que a atividade florestal (plantios de Eucalyptus e Pinus) teve menor influência na concentração de $P\text{-}PO_4^{3-}$ nas águas. Por outro lado, Storey & Cowley (1997), encontraram um aumento significativo nas concentrações de $P\text{-}PO_4^{3-}$ de córregos da Nova Zelândia, os quais drenam áreas de pastagens (4 a 70 $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}), áreas alternadas de pastagens e florestas nativas (9 a 42 $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}) e áreas florestais (1 a 8 $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}) sugerindo que o uso do solo foi o mais importante fator determinando as concentrações de $P\text{-}PO_4^{3-}$.

A influência da hidrologia da bacia de captação sobre as concentrações de fósforo na água de rios de menor ordem foram sugeridas

por Meyer & Likens (1979), citados em Allan (1995), os quais estimaram que 67% da exportação de fósforo em Bear Brook, New Hampshire, ocorrem durante nos 10 dias por ano sujeitos às tempestades.

As menores variações encontradas nas descargas de fósforo total nos córregos florestais aqui estudados são possivelmente o resultado da maior taxa de infiltração nos solos das bacias, o que permite ao escoamento superficial durante os eventos de chuvas fortes, seja menos intenso e carreie menos solo para o corpo d'água. Um indício disto, é que as concentrações de PO_4^{3-}, foram significativamente correlacionadas às concentrações de STS (0.98), nos córregos agrícolas, enquanto, nos córregos florestais, tal correlação, não existiu. Este resultado pode indicar que o arraste de partículas de solo - onde o PO_4^{3-} está geralmente ligado ao ferro e manganês - é uma das fontes primárias de PO_4^{3-} nos córregos das bacias agrícolas.

Além dos solos, fertilizantes fosfatos são provavelmente utilizados na bacia agrícola, embora o predomínio de pastagens indique que adução fosfatada se restrinja às poucas áreas de plantios anuais. Já nos córregos florestais, a entrada de fósforo inorgânico, na coluna d'água, provavelmente se daria mais pelo escoamento sub-superficial, mineralização de matéria orgânica e liberação de uma parte da fração retida nos sedimentos.

Uma vez que os nutrientes atinjam o ambiente lótico, em razão do fluxo unidirecional da água e dos materiais que ela carrega, a ciclagem através dos compartimentos bióticos do rio pode ser descrito como uma espiral imaginária. Na sua forma mais simples, o modelo, sustenta que a o comprimento de uma espira (S) é dado pela soma da distância percorrida por um dado nutriente em solução na água (Sw), mais a distância percorrida pelo nutriente, quando assimilado pela biota (Sb). A biota é representada por algas, fungos, bactérias, macrófitas, vegetação ciliar e consumidores. Espera-se que, em ambientes onde o

nutriente é escasso, a distância Sw seja pequena, significando uma rápida absorção do nutriente, pela biota (Newbold, *et alli.*, 1981).

Para o PO_4^{3-}, além da absorção pela biota, a atividade enzimática, promovida por bactérias e algas, no sentido de "quebrar" o fósforo orgânico, em fósforo inorgânico assimilável, é um importante mecanismo em sua regeneração, em ambientes lóticos (Whitton 1991). Precipitação e imobilização nos sedimentos, através da complexação com ferro e alumínio, são os principais controles abióticos da espiral. No entanto, estes processos são relevantes onde a concentração de PO_4^{3-} está acima de 25 µg l^{-1}. Abaixo deste valor, absorção ocorre através da fração mais fina do sedimento (Allan, 1995).

Pelo exposto acima, pode-se sugerir que as diferenças encontradas no comportamento das concentrações de fósforo, entre os ambientes aquáticos estudados, situados em bacias similares em relação ao clima, relevo e solos são, em parte, resultado dos controles bióticos existentes nos córregos.

Outros estudos sugerem que algas e musgos perifíticas, tem um importante papel na ciclagem do fósforo: Corning *et alli.*, (1989), mostraram que a taxa de absorção de fósforo, por algas epilíticas, foi maior em rios de 3ª e 4ª ordens, em comparação à rios de 1ª e 2ª ordens; Mulholland (1992), sustenta que a absorção de fósforo solúvel, pelo perifíton, durante a estação favorável para seu crescimento, resulta em grande remoção deste nutriente, em um rio de menor ordem, drenando uma floresta temperada no Tennessee; por outro lado, Mulholand & Rosemond (1992) sugeriram que o perifíton é afetado pela remoção de fósforo solúvel, da água, pelos sedimentos; Steinman *et alli* (1995) concluiram que a remoção de parte do perifíton (microalgas) por moluscos raspadores, não afetou a taxa de absorção de fósforo inorgânico.

5.2.1.1 Razões N:P

Razões N:P acima de 16:1 são geralmente consideradas como indicadoras de limitação do crescimento de perifíton, por fósforo (Gibson, 1987; Allan, 1995). As razões N:P calculadas para os córregos florestais, sugerem que nitrogênio está plenamente disponível nestes ambientes, enquanto o fósforo seria limitante ao crescimento do perifíton. Já para os córregos agrícolas, os valores das razões das razões N:P apontam para uma menor limitação ao desenvolvimento da comunidade perifítica, especialmente para o Córrego São Mateus (Figura 5.1).

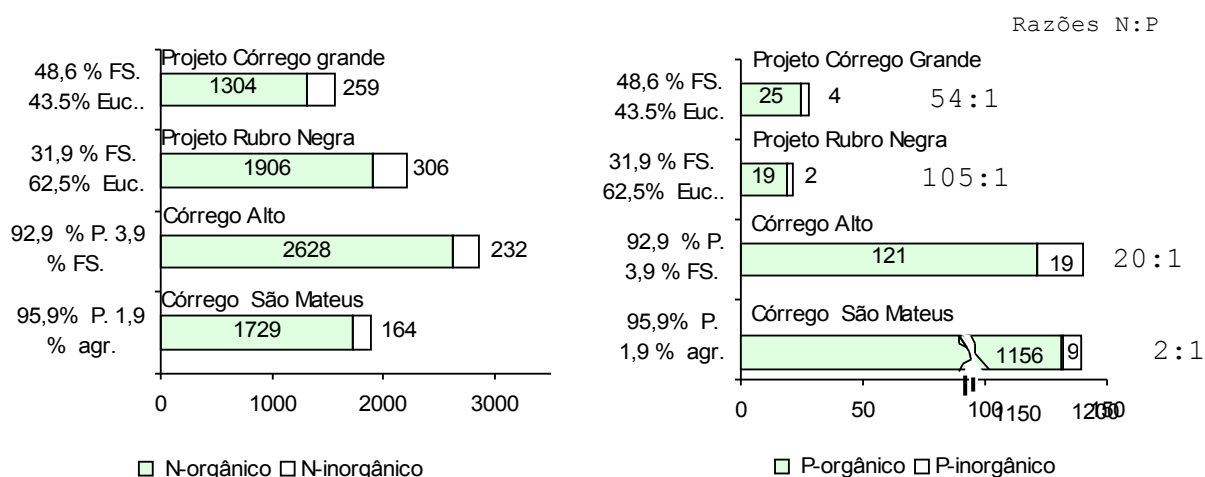



Figura 5.1 Razões N:P e concentrações (µg l^{-1}) médias de nitrogênio e fósforo orgânicos e inorgânicos nos córregos pesquisados, em relação à área ocupada por florestas nativas secundárias (FS), plantios de Eucalyptus grandis (Euc.), pastagens (P) e agricultura (agr.).

Os valores encontrados estão em desacordo com os dados levantados por Omernik (1977), em 928 rios de menor ordem nos EUA, onde as razões N:P variaram entre 12:1 e 60:1, na medida que as bacias variavam sua cobertura de >90% ocupados por florestas para >90% ocupado por agricultura, respectivamente. No entanto, os dados levantados por aquele autor concordam com o presente estudo no que diz respeito ao fósforo, cujas frações orgânicas e inorgânicas ($P\text{-}PO_4^{3-}$) cresceram em

função da intensidade de uso dos solos. Para os córregos florestais aqui estudados, o valor médio da fração inorgânica ou no teor de P-total, cresceu de 2 para 4 µg $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1} entre o Projeto Rubro-Negra (94.4% de cobertura florestal) e Projeto Córrego Grande (92.1% de cobertura florestal) nos córregos florestais, para 9 e 19 µg $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1} nos córregos agrícolas, sendo que o Córrego São Mateus, que possui maior intensidade de usos não-florestais em sua bacia, apresentou valores de fósforo orgânico ou particulado cerca de 10, 46 e 65 vezes maiores que nos Córrego Alto, Projeto Córrego Grande e Projeto Rubro-Negra, respectivamente.

Estes resultados sugerem que para o fósforo houve uma relação direta entre os usos dos solos e a concentração deste elemento nas águas dos córregos estudados. Já as concentrações de nitrogênio parecem não guardar uma relação tão clara com o uso dos solos, apesar de que, quando considerados em conjunto, os córregos agrícolas têm conteúdo médio de nitrogênio total (2237 µg N l^{-1}) mai elevado que os córregos florestais (2197 µg N l^{-1}).

Apesar das elevadas relações N:P encontradas, os córregos florestais apresentaram maior biomassa de perifítica em comparação aos córregos agrícolas, sugerindo, como se verá mais adiante, que outros fatores além da concentração de nutrientes estão atuando no sentido de controlar a distribuição e abundância do perifíton.

5.2.2 Cátions básicos e metais

De modo geral, os córregos das bacias florestais apresentaram menores médias nas concentrações de cátions básicos e metais que os córregos agrícolas.

O reflorestamento tem sido relacionado com diminuição da concentração de bases em rios de menor ordem por outros autores. Ress & Ribbens (1995) encontraram uma correlação significativa entre o reflorestamento de áreas do sudoeste da Escócia e a diminuição de

cálcio na água. Emmett *et alli*. (1993), também observaram tal fenômeno em córregos que tiveram suas bacias reflorestadas em Gales (U.K.), e sugerem que isto se deve à imobilização de cátions básicos na biomassa florestal. Os resultados acerca da biogeoquímica do potássio em um ecossistema florestal temperado obtidos por Likens *et alli*. (1994) insinuam que em anos úmidos o ecossistema atua como fonte de potássio, enquanto que nos anos de seca atua como um sumidouro deste elemento. Ainda segundo aqueles autores, a exploração florestal age no sentido de liberar o potássio do compartimento do solo através da decomposição da matéria orgânica e troca de íons provocada pela incidência direta da chuva. Harding & Winterbourn (1995) comparando diferentes usos do solo (pastagens, áreas de arbustos "scrubland", plantios comerciais de Pinus spp. e floresta nativa) e a química dos córregos que drenam as bacias encontraram as maiores concentrações de cálcio e potássio nos córregos drenando áreas de arbustos e pastagens.

Os resultados encontrados neste estudo, onde as concentrações médias de potássio, cálcio e magnésio foram mais elevadas nos córregos agrícolas, parecem confirmar a tendência dos trabalhos citados acima sugerindo que os plantios de Eucalyptus grandis imobilizariam as bases em sua biomassa, enquanto nos córregos agrícolas seriam menos conservativos em termos de bases, provavelmente como resultado da menor biomassa e maior erosão dos solos.

O predomínio de potássio dentre as bases na água e nos sedimentos, provavelmente reflete a química dos solos das bacias. Em solos mais básicos, como o de Hubbard Brook, New Hampshire, o cálcio foi o cátion mais abundante, com média entre 1963 e 1974 igual a 1.65 mg l^{-1}, seguido do magnésio (0.38 mg l^{-1}), potássio (0.23 mg l^{-1}) e sódio (0.88 mg l^{-1}), este último, originado de aerossóis marinhos (Likens & Bormann, 1996). Em outros dois rios de menor ordem no noroeste dos EUA verificou-se que o cálcio, também era o cátion mais abundante nas águas, com concentrações médias entre 1991 e 1994, iguais 29 mg l^{-1}, na bacia com

solos mais ácidos, e 1020 mg l^{-1}, no córrego drenando solos eutróficos. Para o magnésio, as médias foram de 15 mg l^{-1} (bacia de solos ácidos) e 84 mg l^{-1} (bacia de solos eutróficos). O potássio, teve médias iguais a 4 e 30 mg l^{-1}, nos córregos drenando solos ácidos e eutróficos, respectivamente (Hornbeck *et alli.*, 1997).

As concentrações médias dos metais analisados na água dos córregos estão abaixo dos valores considerados toleráveis para águas desta classe (Classe 1), segundo a norma do CONAMA 001/86, indicando uma ausência de contaminação por metais. Comparando-se os resultados da concentração de Zn e Cu na água dos córregos estudados, com aqueles obtidos por Barbosa *et alli.* (1997), em um rio de menor ordem na região da nascente do Piraciba (MG), durante a estação seca, constata-se que valores médios para as concentrações de zinco (0.025 mg Zn l^{-1}) e cobre (0.006 mg Cu l^{-1}) foram mais elevados que as médias das concentrações destes elementos para os córregos florestais (0.005 mg Zn l^{-1}, 0.003 mg Cu l^{-1}) e agrícolas (0.015 mg Zn l^{-1}, 0.003 mg Cu l^{-1}).

Do mesmo modo que para as bases, o predomínio do ferro dentre os metais analisados na coluna d'água reflete seu predomínio nas concentrações dos sedimentos, onde sua concentração média tanto nos córregos florestais (792.3 ppm) quanto agrícolas (331.7 ppm) foi em média de 6 vezes a soma dos demais metais, inclusive o alumínio.

5.3 Efeitos da exploração florestal.

Variações observadas para as características físicas e químicas medidas *in situ* e nas concentrações e descargas de nutrientes em córregos florestais com bacias imperturbadas podem ser descritas pelo modelo desenvolvido por Johnson *et alli.* (1969), citados por Likens & Bormann (1996). Tal modelo assume que a água existente em córregos de bacias florestais em um dado momento é uma mistura de água de precipitação e água subterrânea, cujas proporções variam sazonalmente. Durante as chuvas, a água dos córregos é essencialmente água do

escoamento superficial que recebeu as influências de sua passagem pela vegetação e solos florestais. Durante a seca, a água do córrego, é essencialmente água subterrânea, refletindo a química dos solos e das rochas em decomposição. Estes autores argumentam que o modelo, apesar de simplista, funciona na descrição de flutuações sazonais na química da água e enfatiza a estabilidade dos ecossistemas florestais. Estabilidade esta que é rompida quando a bacia é explorada.

Por outro lado, umas variedades de fatores contribuem para que haja grande variabilidade entre a biogeoquímica de bacias florestais, entre os quais se destacam os solos, relevo, tipo de vegetação, clima, hidrologia e atividades antrópicas. Dentre estas últimas, a exploração florestal se enfatiza por romper os controles bióticos e abióticos existentes no ecossistema florestal. Tal rompimento tem conseqüências para o funcionamento dos ecossistemas fluviais drenantes (Grip *et alli.*, 1994; Christ *et alli.*, 1995; Lydersen, 1995; Mitchell *et alli.*, 1996; Hornbeck *et alli.*, 1997).

De fato, resultados de estudos dos efeitos da exploração florestal sobre pequenos rios parecem confirmar as conseqüências desta quebra na estabilidade promovida pela exploração florestal sobre os ecossistemas aquáticos. Bormann *et alli.* (1974) sugerem que enquanto a floresta entorno permaneceu imperturbada, foi de 2.3 a razão "substâncias dissolvidas / substâncias particuladas" nas águas de Hubbard BrooK, New Hampshire. Porém, após o corte raso, esta razão se elevou para mais de 8, o que seria, segundo os autores, o resultado da mobilização de nutrientes dissolvidos e particulados dos compartimentos terrestres e sua lixiviação para o curso d'água. Após 2 anos, a quantidade de matéria particulada aumenta e a matéria dissolvida diminui como resultado da recuperação dos controles bióticos nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Garman & Moring (1991), reportam que concentrações de STS logo após o corte raso de um rio de 4ª ordem no Maine, (USA), variaram de < 0.01 mg STS l^{-1} (média no pré-corte) para

picos de 4.98 e 6.73 mg STS l^{-1} no primeiro e segundo ano após a exploração. Likens *et alli*. (1994), relatam que o corte raso em Hubbard Brook causou grandes perdas de potássio para as águas do córrego, sendo que as mesmas permaneceram com altas concentrações daquele elemento vários anos após o término da exploração. Lepisto et al. (1995), analisando dados de 20 bacias florestadas (0.3 a 42 km^2) na Finlândia e Suécia durante 10 anos, encontraram coeficientes de correlação significativos entre exploração florestal e exportação de $N\text{-}NH_4^+$ (0.53) e N-orgânico (0.81), ressaltando que tais relações existiram quando as bacias eram totalmente exploradas. Nos primeiros anos após a exploração florestal, Pardo *et alli.,* (1995) relatam altas perdas de $N\text{-}NO_3^-$, Ca^{+2}, Mg^{+2} e K^+ em três córregos drenando sub-bacias de Hubbard Brook (EUA), com aumento da retenção de nitrogênio à medida que a vegetação se restabelecia no solo.

Deste modo, os aumentos nas concentrações e taxas de exportação de nutrientes e STS verificados no Projeto Rubro-Negra em comparação com o Projeto Córrego Grande, a partir do início da exploração florestal, sugerem um efeito desta atividade sobre a qualidade das águas. As elevações nos valores das concentrações se fizeram sentir principalmente na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1) - onde a vegetação ciliar foi atingida pelas atividades exploratórias - enquanto os resultados das amostragens nos trechos rio abaixo sugerem influência dos ecossistemas ripáricos no sentido de mitigar tais impactos, como será discutido mais tarde.

Além da concentração de nutrientes e STS, outras variáveis ambientais em córregos são afetadas pela exploração florestal. A temperatura da água geralmente se altera após o corte raso, especialmente quando este atinge a mata ciliar (MacDonald, *et alli.*, 1991). Na nascente do Projeto Rubro-Negra (RN1), durante a estação seca de 1998 - quando a exploração florestal atingiu parte da mata ciliar - a temperatura máxima foi cerca de 0.8 °C maior que a temperatura máxima

em CG1, onde não houve exploração. Já a temperatura mínima em RN1, foi quase 3 °C menor que a registrada em CG1. O sombreamento promovido pelo relevo possivelmente minimizou a quantidade de radiação solar recebida em RN1 fazendo a sua temperatura máxima não ficar muito acima da temperatura máxima em CG1. Porém, a perda de calor durante a noite pela diminuição da cobertura ciliar, pode ter sido a causa da diminuição na temperatura mínima em RN1.

A diminuição na saturação de oxigênio dissolvido em RN1, onde se registrou um déficit de saturação igual a 81 foi provavelmente causada pela entrada de restos da exploração e pelo revolvimento do sedimento. São surpreendentemente escassos os estudos acerca dos efeitos da exploração florestal e a concentração de O_2 dissolvido em ambientes lóticos. A decomposição aeróbica de fragmentos de madeira e cascas oriundos de exploração florestal, além do aporte de argilas, causou severa diminuição nos valores de oxigênio dissolvido em córregos florestais nos Estados Unidos e Canadá, sendo que a reação ocorreu rapidamente a jusante, promovida pela turbulência da água. Em um experimento controlado, galhos e folhas foram colocados em um córrego, em uma quantidade suficiente para obstruí-lo completamente. Isto causou severa diminuição do O_2 dissolvido no local da obstrução, porém, a reaeração se deu poucos metros após (Hall & Lantz, 1969; Wringler & Hall, 1975; Everest *et alli.*, 1987, citados em MacDonald *et alli.*, 1991).

O tamanho lótico impactado, também parece determinar a sensibilidade aos efeitos da exploração florestal. Garmam & Moring (op. cit.), não encontraram efeitos significativos do corte raso sobre a concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade e pH de rio de 4ª ordem no Maine (5 m de largura e 0.75 m de profundidade) porém, houve aumentos significativas na concentração de STS e matéria orgânica bentônica. Já em um rio intermitente de 1ª ordem na Costa Rica, Chapman & Kramer (1991), encontraram uma variação

sazonal de até 40% nas concentrações de oxigênio em poças remanescentes, como resultado da decomposição de matéria orgânica na estação seca e aporte de água oxigenada durante as chuvas.

Apesar das amostragens posteriores apontarem para uma recuperação nos valores de oxigênio dissolvido em RN1, o advento de outra estação chuvosa, após o término das amostragens provavelmente causou efeitos sobre esta variável, pois, a maioria dos estudos sugere que são necessários alguns anos para recuperação dos valores pré-corte. Em uma revisão dos efeitos de plantios florestais tropicais sobre a concentração de STS, Bruijnzeel (1997) sugere que o restabelecimento de condições pré-exploração geralmente se dá após o segundo ou terceiro ano de crescimento das árvores. Hornbeck & Swank (1992), observam o mesmo período de recuperação para as concentrações de STS em rios de menor ordem, drenando florestas temperadas que sofreram corte raso.

Entre a nascente e o trecho médio da bacia do Projeto Rubro-Negra, o decréscimo nos valores de pH foi a única alteração notada para as variáveis medidas *in situ*, após o início da exploração florestal, que não mostrou uma tendência a ao retorno aos níveis pré-corte. O último valor de pH para RN2 (5.35) foi bem abaixo do último valor de pH para o trecho médio do Projeto Córrego Grande (6.50), onde não havia atividade de corte das árvores.

Devido ao fato de RN2 ser localizado imediatamente após a área alagada que se estende em todo o trecho de RN1 a RN2, é provável que esta diminuição no pH seja resultado do corte sobre este ecossistema de terras inundadas. Richardson (1994) argumenta que operações de exploração florestal podem afetar áreas alagadas, embora não cite o pH como um das variáveis afetadas. Shepard (1994), numa revisão dos resultados de estudos acerca do impacto de práticas florestais (preparação do solo, plantio, fertilização e corte raso) sobre áreas alagadas nos Estados Unidos observa que o aumento na concentração de nutrientes e sedimentos suspensos são os efeitos mais comuns, apesar

disto, os critérios de qualidade são raramente excedidos, e quando o são, as condições retornam à situação pré-impacto em meses ou alguns anos. Walbridge & Lockaby (1994), sugerem que a exploração florestal eleva as taxas de desnitrificação e a condutividade hidráulica, diminui o potencial redox, afeta a disponibilidade de substrato (carbono) e a produção de nitrato em áreas alagadas devem se elevar na medida. Todos estes fatores combinados, podem conduzir à redução do pH nestes ecossistemas.

Outros estudos apontam para diminuições no pH em ambientes lóticos drenando bacias florestais, mesmo onde não há áreas alagadas. Segundo Bayley *et alli*. (1992), a maior exportação de ânions ácidos (e.g. NO_3^-) em relação à cátions básicos por uma bacia florestal Canadense, após um incêndio, causou uma diminuição (5.15 - 4.76) no pH médio do córrego receptor. Neal *et alli*. (1995), sugerem que a as atividades florestais, a longo prazo, poderão causar a acidificação de um rio de menor ordem localizado na Espanha, em virtude da imobilização de cátions básicos na biomassa florestal.

Deste modo, a diminuição do pH em RN2 é indício de efeitos da atividade de exploração florestal sobre a qualidade das águas do Projeto Rubro-Negra, possivelmente como resultado de perturbações na área alagada a montante. O tempo necessário para o retorno do pH a valores pré-corte é ignorado.

Um aumento nas concentrações de STS é provavelmente o mais significativo efeito ecológico das atividades florestais, sendo que grande parte do material arrastado até o curso d'água provém da rede de estradas, durante a fase de crescimento dos plantios, e durante a fase de exploração, esta carga se soma à erosão provocada pela exposição do solo (MacDonald *et alli*., 1991).

Neste estudo, apesar do decréscimo entre RN1 e RN2 na concentração de STS, promovido pela passagem da água através das áreas alagadas, a média das descargas (g STS s^{-1}) na estação seca de 1998 para os córregos

florestais, não foi diferente em termos estatísticos, da média da descarga de STS, verificada nos córregos agrícolas. Interessante notar que na estação chuvosa, quando não havia ainda se iniciado o trabalho de corte, os córregos florestais exibiram descargas de STS significativamente menores que os córregos agrícolas. Isto sugere que entre RN2 e RN3 houve um incremento na concentração de STS, como resultado da exploração florestal. Além dos resultados das análises, observações de campo revelaram uma fina camada de material siltoso depositada sobre as rochas do fundo do córrego em RN3 nas amostragens finais (agosto de 1998) quando a frente de exploração havia ultrapassado RN2. Este material, não constitui, naturalmente, a fração suspensa dos sedimentos que entraram na coluna d'água, porém, indica a entrada de sedimentos entre RN2 e RN3.

5.4 Efeito de ecossistemas ripáricos sobre a qualidade das águas.

A ausência de diferenças significativas de pH para as águas nos trechos finais dos córregos pesquisados, como demonstrado na seção 4.1.3 (apesar da diminuição do pH em RN2) e as diminuições nas concentrações médias de nutrientes e STS (seções 4.1.2, 4.1.3 e 4.2.7), verificadas entre RN1 e RN2, e com menor eficiência entre CG2 e CG3, possivelmente se deram por conta dos efeitos mitigadores atribuídos aos ecossistemas ripáricos em uma série de estudos, apesar da eficiência na mitigação seja variável: Usando dados de ambientes florestais e agrícolas, Sweeney (1992), sugere que a qualidade de matas ciliares é o mais importante fator alterado pela atividade antrópica que afeta a disponibilidade de habitas, química da água, a qualidade e quantidade dos recursos alimentares (detritos orgânicos e algas) e conseqüentemente toda a estrutura trófica de rios de menor ordem na Carolina do Norte, EUA; Amaral (1989) e Cadavid (1989) citados em Hammer (1992), verificaram que as 30 000 toneladas métricas dia $^{-1}$ oriundas de plantios de soja e carreadas através do rio Taquiri para o Pantanal de Mato Grosso do sul foram reduzidas para níveis inócuos após passar pelas áreas alagadas daquela região. Hey *et alli*. (1994), estudando a efetividade de 4 áreas alagadas artificiais (2 a 3.5 ha) na remoção de nutrientes do rio Des Plaines, Illinois (EUA), verificaram que as cargas de STS, N-NO_3^- e de fósforo total sofreram reduções de 76 a 99%, 39 a 99% e 52 a 99%, respectivamente. Para estas mesmas áreas alagadas experimentais, Phipps & Crumpton sugerem que a carga hidráulica é a maior responsável pela variação na eficiência da remoção de nitrogênio, sendo que quando sujeitas à grandes cargas hidráulicas, as áreas alagadas atuaram como fontes de N-orgânico, exportando 22 a 33% mais que a quantidade recebida; Raisin (1996), relata retenções de 9.7 kg N ha^{-1} ano^{-1} e de 1.5 Kg de P ha^{-1} ano^{-1}, que representaram reduções médias de 23% do nitrogênio e 38% do fósforo que chegavam ao ecossistema; Storey & Cowley (1997), sugerem a remoção de 40% dos

nitratos e 12% dos fosfatos das águas de córregos agrícolas Neozelandeses, quando os mesmos correm por fragmentos florestais sendo que esta remoção foi atribuída à ação combinada da vegetação ripárica e do perifíton existente nestes trechos florestados.

Apesar do efeito notado no Projeto Rubro-Negra, para o Projeto Córrego Grande, a passagem das águas pelo brejo existente entre CG2 e CG3, reduziu a concentração de nitrato, íon amônio e orto-fosfato, mas não as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e STS.

Outros estudos têm mostrado a eficiência de ecossistemas ripáricos na melhoria da qualidade das águas, parece estar diretamente relacionada com suas dimensões e carga hidráulica recebida. Raisin & Mitchell (1995), pesquisando a eficiência de três áreas alagadas (duas naturais e uma artificial) na remoção de nutrientes de córregos agrícolas Australianos encontraram uma variação sazonal na exportação de nitrogênio total e fósforo total durante a estação chuvosa, quando há um superávit dos mesmos. Na estação seca, as áreas alagadas agiram como sumidouros de N-total e P-total - e também sugerem que quanto maior a relação "tamanho da área alagada / tamanho da bacia de drenagem", maior é a eficiência da remoção de nutrientes. É possível então que, tendo o Projeto Córrego Grande uma relação "área alagadas (ha)/bacia de drenagem (ha)" de aproximadamente 0.015, enquanto esta relação para o Projeto Rubro-Negra é de 0.022 (36% maior), a eficiência da primeira na retenção de nutrientes seja menor em relação à última.

A menor eficiência da área alagada do Projeto Córrego Grande em comparação ao brejo do Projeto Rubro-Negra pode ser resultado, entre outros fatores, de sua localização no final da bacia - que faz com que toda a carga de nutrientes e sedimentos se concentre antes de atingi-la. Richardson (1994) argumenta a situação topográfica da área alagada afeta sua eficiência como mantenedora da qualidade das águas, sendo que aquelas localizadas em trechos finais de bacias hidrográficas tendem a assoreamento por sedimentos trazidos de montante. Fennessy *et alli*.

(1994), citam uma taxa de assoreamento de 0.5 a 1.0 cm ano^{-1} em áreas alagadas artificais no Illinois, EUA, causada principalmente pela entrada de sedimentos e deposição autóctone de material orgânico, levando à uma elevação na concentração de fósforo orgânico e formação de canais nos ecossistemas alagados, os quais perdem eficiência na manutenção da qualidade das águas.

Desta maneira, o aumento das concentrações de STS e a ausência de efeito sobre o nitrogênio total e fósforo total entre CG2 e CG3, faz supor uma saturação da capacidade desta área alagada intermediária entre estes pontos, na retenção de material particulado originado de erosão dos solos.

5.5 Porcentagem de cobertura do perifíton.

Aplicando-se as predições acerca da estrutura de comunidades lóticas, habitats sujeitos a altas freqüências de perturbações devem se caracterizar por baixas diversidade e biomassa perifíticas, enquanto habitats tendo uma baixa freqüência de perturbações devem se caracterizar por elevados valores destas variáveis. Entre as perturbações mais freqüentemente relacionadas com baixas biomassas perifíticas está a variação abrupta na vazão (Scarsbrook & Townsend, 1993; Rosemond, 1994; Allan, 1995).

Por outro lado, a probabilidade de ocorrência de tais variações abruptas é uma função do comportamento das fases atmosférica (precipitações) e terrestre (propriedades das bacias de captação) do ciclo hidrológico. Bacias com boa cobertura florestal, bem como aquelas com áreas alagadas ou lagos, atuam como capacitores hidrológicos, estocando a água das chuvas para liberá-la aos poucos durante períodos prolongados. Nas bacias onde houve diminuição da capacidade de infiltração do solo e/ou eliminação de ecossistemas ripáricos de controle hidrológico, a vazão flutua abruptamente e os episódios de cheias e secas podem destruir a biota aquática. A severidade, duração e

extensão da perturbação, bem como sua freqüência, determinam o quão completamente as comunidades são levadas novamente aos estágios iniciais de sucessão, sendo que as características de cada espécie permitirão se suas populações terão que recolonizar os substratos ou se terão que se regenerar a partir de indivíduos ou formas de vida sobreviventes (Hynes, 1975; Welcomme, 1979; Matthews, 1987 In Power *et alli.*, 1988). Estudando a distribuição de biomassa perifítica em 16 rios de menor ordem na Nova Zelândia, Biggs (1995), encontrou um coeficiente significativo (-0.521, $p < 0.05$) entre a freqüência de cheias e a biomassa (expressa como concentração de clorofila a m^{-2}).

Para algas perifíticas, os dados disponíveis demonstram que as formas unicelulares (largamente *Cyanophycea* e *Bacillariophycea*) ou medianamente formadoras de filamentos são mais resistentes a picos de vazão, enquanto formas filamentosas são altamente susceptíveis à lavagem de seus substratos, condicionando sua ocorrência, desta forma, aos períodos de menor velocidade da água (Mcintire 1968; Whitton, 1975; MacIntire 1975; Shaver *et alli*., 1997).

Pelo acima exposto é sugerido que a variação sazonal observada para a porcentagem de cobertura por componentes macroscópicos do perifíton (macroalgas e briófitas) foi controlada pela vazão - a qual foi significativamente correlacionada com a porcentagem de cobertura (-0.638). O exame da curva de precipitação durante o período de amostragens mostra que 90% das chuvas ocorreram de outubro de 1997 a março de 1998, favorecendo a ocorrência de picos de vazão que impediriam o crescimento das populações amostradas. De fato, Necchi & Moreira (1995), citam o outono, inverno e início de primavera (estação seca), como as estações favoráveis para o crescimento de macroalgas, em um rio do noroeste paulista, enquanto no verão, a vazão elevada impede o desenvolvimento dos organismos

A maior porcentagem de cobertura apresentada nos córregos florestais sugere que estes ambientes, apesar de apresentarem menores

concentrações nutrientes, sofrem menor freqüência de perturbações que os córregos agrícolas, fornecendo assim habitats mais estáveis o que permitiria o estabelecimento das populações de macroalgas e briófitas. Esta menor freqüência de picos de vazão é possivelmente o resultado do já citado efeito regulador hidrológico dos ecossistemas ripáricos.

Além da estabilidade, a diversidade de substratos também é considerada como fator determinante na abundância da comunidade perifítica. Leland (1995) encontrou uma correlação positiva entre biomassa perfítica, a densidade da vegetação ciliar e a presença de material lenhoso (galhos e troncos) em rios de menor ordem na bacia do rio Yakima, Washington, EUA, enquanto não houve correlação significativa com as variáveis físicas e químicas do ambiente. Para rios de menor ordem em São Paulo, Necchi & Moreira (op. cit), encontraram a maior diversidade (H') de macroalgas perifíticas em substratos rochosos, enquanto substratos arenosos e macrófitas apresentaram os menores valores de diversidade. Necchi Jr. *et alli*., (1995), pesquisando a distribuição de macroalgas em rio do noroeste de São Paulo, verificou que a distribuição de Batrachospermum delicatum, Stigeoclonium helveticum e Stigeoclonium leibleinii, estava mais proximamente relacionada com condutividade elétrica, oxigênio e o tipo (rochoso) e tamanho do substrato. Cattaneo *et alli* (1997), encontraram mais biomassa perifítica em matacões, enquanto areia e pedregulhos tinham menos biomassa. Os matacões e rochas maiores foram dominados por algas filamentosas enquanto colônias de cianofíceas e diatomáceas foram mais numerosas na areia a pedregulhos. Shaver *et alli*. (1997), verificou que Cladophora glomerata domina as rochas em águas com poucas concentrações de STS, enquanto colônias de Oscillatoria sp. se desenvolvem melhor na áreias, em águas turvas. Steinam & Boston (1993), encontraram uma correlação negativa entre a porcentagem de área coberta por Porella pinatta, Brachythecium campestra e Amblystegium sp. e a vazão em um córrego florestal (Walker Branch, Tennessee, EUA), porém, a

porcentagem de cobertura foi positivamente relacionada com a abundância de substratos estáveis (matacões e rochas menores).

Herbivoria pode explicar a predominância de certas espécies, como as que possuem sistemas basais resistentes (e.g. Stigeoclonium spp.), como sugerido por Rosemond & Brawley (1996). No entanto, Rosemond (1994) argumenta que herbivoria só é eficiente em locais de alta densidade de herbívoros, como moluscos. Em locais de baixa e média densidade, os fatores abióticos são determinantes na distribuição e abundância das espécies. Em todas as amostragens realizadas neste estudo, a presença de herbívoros não foi detectada indicando que este tipo de controle biológico sobre a comunidade perifítica, provavelmente, não é importante nos ambientes estudados.

A quase ausência de macroalgas e briófitas perifíticas nos córregos agrícolas podem ser explicadas por um impedimento físico (picos vazão e ausência de substratos) do habitat à colonização por estes grupos de fotótrofos aquáticos, pois, a qualidade das águas destes córregos não parece ser obstáculo.

5.6 Composição química do perifíton.

A composição química de fotótrofos aquáticos fixos a algum substrato parece refletir a composição química do meio (Whitton, 1991; Whitton *et alli.*, 1991). Whitton & Kelly (1995) sugerem que uma variedade de substâncias pode se acumular em tecidos vegetais, como os metais (Cu, Ni, Zn, Pb) em algas (e.g. Cladophora glomerata) e briófitas submersas (e.g. Rhynchostegium riparioides), sendo que geralmente o organismo apresenta concentrações do elemento analisado muitas vezes superiores à concentração média do mesmo na água, em função espécie e estado fisiológico.

A acumulação de nutrientes como nitrogênio e fósforo é sugerida ser influenciada por uma série de fatores ambientais, entre os quais se destaca a concentração destes nutrientes na água e a relação N:P

(Gibson, 1971; Vries & Hotting; 1985, citados em Gibson, 1987; Whiton *et alli.*, 1998). Gibson & Whitton, (1987), estudando a influência da química ambiental em Stigeoclonium spp., Chaetophora sp. e Draparnaldia sp. (Chlorophyceae), encontraram relações N:P (% de peso seco) nos tecidos algais entre 3.65 e 35.6 (média = 14.81) e correlações inversamente proporcionais desta relação com as concentrações de N-NO_3^- (-0.414, $p < 0.05$) e P-PO_4^{3-} (-0.586, $p < 0.001$) na água, sugerindo que estas algas acumularam nitrogênio e fósforo quando cresciam em ambientes com menor concentração destes nutrientes. Biggs (1995) relata concentrações médias (% de peso seco) de fósforo em tecidos de várias espécies de algas perifíticas entre 0.23 e 0.99 (CV = 107%); para o nitrogênio esta variação ficou entre 1.1 e 5.7 (CV = 44%), sendo que nos ambientes mais ricos em nitrogênio, houve correlação significativa com os conteúdos de nitrogênio nos tecidos algais ($F = 14.661$, $p < 0.001$). Porém, o mesmo não ocorreu para o fósforo em ambientes mais ricos neste nutriente ($F = 0.008$, $p < 0.924$), sugerindo que o perifíton esta limitado por nitrogênio (razão N:P sempre < 10).

As relações N:P nas amostras de Spirogyra sp. dos córregos agrícolas (2.51) e de Spirogyra sp (1.11), Batrachospermum sp. (0.65) e briófita (3.5) dos córregos florestais ficou abaixo dos valores considerados indicadores de uma limitação por fósforo, sugerindo que os organismos estavam limitados por nitrogênio. Isto é paradoxal, visto que as concentrações de nitrogênio foram elevadas. As análises, porém, indicam que o íon amônio dominou a fração dissolvida do nitrogênio. Vários autores consideram que o íon amônio é menos facilmente assimilado por algas que o nitrato, podendo desta forma existir uma limitação por nitrogênio nestes organismos (Gibson, 1987; Lee, 1989; Allan, 1985).

Não houve correlação significativa entre a concentração de fósforo e nitrogênio no perifíton e a concentração dos mesmos na água. Steinman & Mulholland (1995), argumentam que a renovação de fósforo, em

comunidades perifíticas, pode se dar internamente, dentro da matriz da comunidade, independente das condições nutricionais da água. Deste modo, é possível que a comunidade perifítica, consiga renovar o fósforo de forma eficiente, mesmo em condições de baixa concentração deste elemento, na água.

Apesar desta ausência de correlação entre conteúdo nutricional das algas e da água, as amostras de Spirogyra sp. coletadas nos córregos agrícolas (conc. média PO_4^{3-} = 31.9 µg l^{-1}), apresentaram menor concentração média de fósforo total nos tecidos (0.83% P), quando comparadas às amostras de Spirogyra sp. (1.15% P) coletadas nos córregos florestais, onde a concentração média de orto-fosfato foi de 9.2 µg PO_4^{3-} l^{-1}. Para o nitrogênio, a concentração média deste elemnto nas amostras de Spirogyra sp. dos córregos florestais (1.2 % N) foi menor que nas amostras de Spirogyra sp. dos córregos agrícolas (2.09% N), com os primeiros apresentando maior concentração média de íon amônio (436.7 µg NH_4^+) que os últimos (301.8 µg NH_4^+), sendo a concentração média de NO_3^- (129 µg NO_3^-) igual nas duas categorias de ambientes aquáticos.

Tais resultados sugerem que Spirogyra sp. acumulou mais fósforo nas populações que se desenvolviam em ambientes mais pobres em orto-fosfato (córregos florestais), enquanto a menor concentração de íon amônio nos córregos agrícolas facilitou o acúmulo de nitrogênio (via nitrato) nas populações desta espécie naqueles ambientes.

Dentre os metais, cobre e ferro mostraram relações positivas entre o conteúdo nos tecidos de Spirogyra sp., e a suas concentração na água. Apenas o zinco mostrou uma correlação positiva significativa (0.68) entre o conteúdo deste nutriente, nos tecidos de Batrachospermum sp., e a concentração no ambiente. Kelly & Whitton (1989), Whitton *et alli*. (1989) e Whitton *et alli*. (1991), encontraram uma relação positiva significativa, entre a concentração de zinco, ferro, cobre, chumbo e cádmio nos tecidos de amostras de Stigeoclonium sp, Cladophora

glomerata, e sugerem que a acumulação de metais é maior em Rhyncostegium riparioids (briófita). No entanto, apenas a concentração de cobre, foi maior nas amostras de briófita, em relação às amostras de algas. Gignac et alli (1994), sugere que a concentração de ferro em Sphagnum spp. (briófita) decresceu exponencialmente com a distância da fonte deste elemento (estradas rurais).

O manganês, tido como essencial para o metabolismo da fotossíntese (Wetzel, 1983) tem concentrações entre 50 a 1000 µg g^{-1}, em plantas terrestres superiores, sendo considerado tóxico, acima deste valor (Allen, 1989). As amostras de Spirogyra, oriundas dos córregos agrícolas, apresentaram média quase 4 vezes acima do valor máximo, citado acima. O mesmo se deu para Batrachospermum e a briófita sugerindo uma tolerância a este elemento.

Para espécies de fotótrofos aquáticos, tolerantes a elevadas concentrações de metais, a absorção destes é maior, quando há um aumento na concentração de ferro, magnésio ou cálcio, na água (Whitton *et alli* 1989). Para Spirogyra sp., o aumento na concentração de magnésio, na água, foi significativamente correlacionado (0.65), com o aumento da concentração de zinco, nos tecidos.

Os valores das razões clorofila a: feopigmentos sugerem que as populações algais amostradas, não se encontravam saudáveis. Napolitano *et alli.*, encontrou menores concentrações de clorofila a em amostras de perifíton crescendo sobre subtratos artificiais em águas poluídas por cloro no Tennesse (EUA), em relação à amostras oriundas de sítios despoluídos. Shaver *et alli.*, (1997), argumenta que somente em comunidades algais submetidas à algun tipo de perturbação (e.g. aumento da incidência de luz ou dessecamento), a razão clorofila a ; feofitina, cai abaixo de 1.

As concentrações de clorofila a, em Batrachospermum, foram positivamente correlacionadas (0.73) com o conteúdo de PO_4^{3-}, enquanto que para Spirogyra, a correlação foi significativa para o fósforo

total. Outros estudos também têm encontrado uma correlação positiva entre o conteúdo de clorofila a em algas perifíticas. Rout & Gaur (1994), estudando a composição e dinâmica do perifíton em um córrego florestal indiano, encontraram a maior concentração de clorofila a (30 mg m^{-2}) ocorrendo na primavera, sendo que a biomassa apresentou uma correlação positiva com o fósforo total e orto-fosfato, apesar da vazão ser a variável que mais controlava a variação sazonal na biomassa.

5.7 Pêlos em Batrachospermum sp.

Gibson (1987) e Whitton (1988) sugerem que pêlos em algas eucarióticas podem ter as seguintes funções: senescência; proteção contra luz; secreção; absorção; sítios de fosfatases e como adaptação às deficiências nutricionais.

Resultados de campo obtidos por Gibson & Whitton (1987a), onde pêlos em Chaetophora, Draparnaldia e Stigeoclonium, foram negativamente relacionados à disponibilidade de PO_4^{3-} foram confirmados por resultados de culturas, onde a deficiência de PO_4^{3-}, induziu o desenvolvimento de pêlos nestes gêneros algais. Posteriormente, foram identificados sítios de atividade enzimática de fosfatases nestes pêlos (Gibson & Whitton, 1987a, 1987b). Whitton (op.cit.) argumenta que há evidências de que Rivularia sp., desenvolve pêlos multicelulares, em função da deficiência de fósforo inorgânico, e que estes pêlos seriam sítios de atividades enzimáticas.

Em amostras de Batrachospermum sp., Gibson (1987), observou que o comprimento de pêlos era inversamente proporcional ao grau de trofia dos ambientes lóticos onde estas amostras se originaram. Apesar disto, pouca investigação se fez sobre a relação entre comprimento de pêlos neste gênero e conteúdo de fósforo inorgânico em ambientes lóticos. Talvez uma das razões seja a dificuldade de se obter culturas axênicas de Batrachospermum sp., devido à mucilagem que envolve os talos, e que se removida, causa quase sempre a morte do organismo (B. A. Whitton,

comunicação pessoal). Esta dificuldade impede que experimentos *in vitro*, comprovem as relações de causa e efeito entre comprimento de pêlos e deficiência de fósforo inorgânico.

Apesar desta carência de dados de laboratório, os resultados aqui obtidos, sugerem que Batrachospermum sp., tem uma resposta mensurável às variações na concentração de fósforo inorgânico tendo, portanto, potencial para se tornar um organismo monitor da qualidade das águas em rios de menor ordem.

Futuras pesquisas podem aumentar o faixa de variação dos dados, permitindo que previsões mais exatas, sejam feitas sobre o grau de trofia dos ambientes, detectando "pulsos" de nutrientes, mesmo quando a amostragem para análises químicas não detecte estas variações.

5.8 Experimento de enriquecimento.

Os resultados dos experimentos foram consistentes com aqueles apresentados por Peterson et al., (1983), os quais verificaram que os níveis de clorofila a, experimentaram um crescimento exponencial e foram significativamente mais elevados em lâminas de vidro expostas à adição de fosfato e naquelas com adição de nitrato de amônia e fosfato, enquanto a adição de nitrogênio, em separado, não apresentou resposta. Entretanto, em um córrego com baixa razão N:P (20:1), Lohman *et alli*. (1991), sugerem que o enriquecimento com nitrato, em concentrações 3 a 6 vezes maiores que as do ambiente, estimulou a concentração de clorofila a no perifíton entre 4 a 6 vezes e a biomassa entre 2 a 5 vezes, respectivamente. Não houve, ainda segundo aqueles autores há respostas significativamente diferentes do perifíton quando se adicionava fosfato em conjunto com o nitrado. Já os resultados de Allen & Hershey (1996), apontam para uma variação na variação sazonal na limitação do crescimento do perifíton por nitrogênio e fósforo: substratos artificiais enriquecidos de N, P, N+P e sem enriquecimento (controle), mostraram maior biomassa perifítica nos substratos

enriquecidos com P, N e nenhuma diferença significativa entre os tratamentos nos meses de primavera, verão e outono, respectivamente.

A razão N:P na água, parece ter relação com o desenvolvimento do perifíton em alguns experimentos. Chessman *et alli*. (1992), usando substratos artificiais difusores de nutrientes (placas de ágar) para estudar a limitação de nutrientes ao crescimento do perifíton em córregos urbanos, agrícolas e florestais, verificaram que nos córregos florestais (razões N:P > 20), o perifíton foi limitado por fósforo, enquanto nos córregos agrícolas e urbanos (razões N:P < 20), nitrogênio foi o principal limitante do perifíton. Para Allen & Hershey (op. cit.), entretanto, a variação sazonal na razão entre as formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo não conseguiu prever as flutuações da biomassa perifítica em experimento de enriquecimento. Cattaneo *et alli*. (1997), argumenta que a biomassa perifítica foi positivamente correlacionada ao aumento da razão N:P em córregos oligo-mesotróficos (65:1) e eutróficos (9:1).

Os córregos florestais aqui estudados, apresentaram razões N:P elevadas, sugerindo uma limitação por fósforo. De fato, as equações ajustadas às curvas de colonização do perifíton no experimento aqui realizado, se ajustaram bem ao modelo da reta, especialmente quando as lâminas receberam a mistura de N e P, exceto em uma das réplicas do controle, no Projeto Rubro-Negra. A primeira derivada das equações de regressão fornece a taxa de colonização, que variou entre 0.92 a 1.15 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1}, para as lâminas recebendo a mistura de N e P No experimento do Projeto Rubro-Negra, as taxas médias das lâminas recebendo apenas fósforo (0.76 e 0.40 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1}), variaram mais que as taxas médias das lâminas, que também receberam apenas fósforo, no Projeto Córrego Grande (0.65 e 0.61 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1}). O mesmo, se deu para as lâminas recebendo apenas nitrogênio, cujas taxas foram de 0.25 e 0.42 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1},(Projeto Rubro-Negra) e 0.41 e 0.58 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1} (Projeto Córrego

Grande). Para o controle, as taxas médias foram idênticas no experimento realizado no Projeto Córrego Grande (0.09 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1}) e variaram 100%, no Projeto Rubro-Negra (0.04 e 0.08 µg clorofila a cm^{-2} dia^{-1}).

Tais diferenças são provavelmente efeito das diferenças na intensidade da luz incidente sobre cada conjunto, cujas curvas de valores ao longo do experimento mostraram que no Projeto Rubro-Negra (mais sombreado) a tendência foi de diminuição, enquanto houve um aumento ao longo do tempo para a radiação solar incidente sobre o conjunto experimental colocado no Projeto Córrego Grande, que se localiza em local menos sombreado. Bothwell, (1985), encontrou evidências de que o crescimento do perifíton foi limitação por fósforo, apenas se a luz incidente em canais artificiais colocados ao longo de um trecho de um rio boreal caia abaixo de 10 Einsteins m^{-2}. Em um estudo acerca das influências da luz no perifíton de um córrego temperado, Denicola *et alli*. (1996) comparou quatro locais com 65.1%, 31.9%, 19% e 15.4% de abertura do dossel florestal. Os resultados indicaram que a concentração de clorofila a foi diretamente relacionada à abertura do dossel somente em substratos rochosos, enquanto não houve correlação significativa para substratos arenosos, sendo que a composição em espécies foi relacionada à intensidade de luz recebida.

Desse modo, apesar das diferenças na química das águas dos ambientes e na intensidade de luz recebida pode-se argumentar que as taxas de colonização de substratos pelo perifíton nos experimentos realizados indicam uma limitação por fósforo nos córregos florestais, enquanto a adição de nitrogênio mais fósforo aumenta a taxa de colonização em até 28 vezes o valor do controle.

6. Conclusões.

6.1 Variáveis físicas e químicas amostradas *in situ*.

As menores temperaturas dos córregos florestais em relação aos córregos agrícolas estão diretamente ligadas à cobertura promovida pela floresta ciliar existente nos primeiros, enquanto os córregos agrícolas não contam com tal proteção. As temperaturas mais elevadas ocorreram durante as chuvas, porém, as maiores diferenças entre máximos e mínimos ocorreram nas estações secas, provavelmente como resultado do resfriamento noturno e da ocorrência de dias com intensa insolação dada à ausência de nuvens, sendo que os córregos agrícolas registraram maiores diferenças entre temperaturas máximas e mínimas. As colinas altas das bacias de captação protegem os córregos da incidência direta do sol nas horas da manhã e final da tarde, mas durante as horas em que o sol se encontra no zênite, a única proteção vem da cobertura da floresta ciliar.

Por sua vez, as concentrações de O_2 dissolvido sofreram influência da temperatura, com menores concentrações e porcentagens de saturação registradas na estação das chuvas, quando comparadas às estações secas. As águas se apresentaram quase sempre próximas à saturação, com algumas amostragens registrando supersaturação. Porém, a ausência de diferenças significativas entre os córregos agrícolas e florestais, sugeriu que outros elementos da paisagem, tais como quedas d'água e áreas alagadas foram mais importantes para o oxigênio dissolvido que os usos dos solos.

A exceção a estas elevadas porcentagens saturações de O_2 dissolvido foi verificada quando da exploração florestal na nascente do Projeto Rubro-Negra, quando os valores desta variável caíram bastante em relação às amostragens anteriores, como resultado da entrada de fragmentos de cascas, galhos e folhas de Eucalyptus grandis na água.

Uma vez cessada a exploração florestal, amostragens posteriores indicaram uma tendência à recuperação dos valores de O_2 dissolvido.

O pH mostrou-se pouco afetado pelo uso dos solos, não sendo verificadas diferenças significativas entre os trechos finais dos córregos florestais e agrícolas. Em termos sazonais os valores das medianas diminuíram da estação seca de 1997 para a estação chuvosa de 1997/1998 e desta para a estação seca de 1998, em todos os trechos dos córregos pesquisados, independente do uso dos solos. No trecho médio do Projeto Rubro-Negra, ocorreu a amostragem do menor valor de pH para todos a pesquisa, possivelmente como resultado da exploração florestal à montante, sendo no restante do período de coletas o pH permaneceu abaixo dos valores para o trecho médio do Projeto Córrego Grande (referência). Isto sugeriu um efeito da exploração florestal sobre esta variável, cujo tendo de retorno às condições pré-corte permanece desconhecido.

Esta diminuição sazonal do pH consumiu parte da reserva de alcalinidade durante as chuvas, sendo que os valores de alcalinidade se elevaram novamente na estação seca de 1998, apesar de apresentarem faixas de variação mais elevadas que as verificadas anteriormente.

As águas de todos os córregos possuem baixa condutividade elétrica, com os córregos florestais apresentando valores menores em relação aos córregos agrícolas, refletindo a maior concentração iônica destes últimos em relação aos primeiros. Em todos os ambientes a tendência sazonal foi de uma elevação nos valores de condutividade durante as chuvas, como resultado do carreamento de partículas e substâncias dissolvidas para os cursos d’água. Houve uma tendência à redução na condutividade elétrica entre nascente-trecho final dos córregos, dada à passagem das águas por áreas alagadas.

O potencial redox (Eh) foi positivo em quase todas as amostragens, refletindo as elevadas porcentagens de saturação de O_2 dissolvido. Apenas por ocasião da colocação de escória siderúrgica no trecho médio

do Projeto Rubro-Negra e em outras duas ocasiões, os valores de Eh foram negativos.

Apesar das medições de vazão terem tido freqüência baixa, não houve diferença significativa nos valores desta variável durante as estações secas, sendo que a maior vazão dos córregos florestais na estação chuvosa é resultado da maior estabilidade das bacias florestadas quando comparadas às bacias agrícolas, onde predominam picos de vazão, como se evidenciou por alterações no canal dos córregos estas últimas.

6.2 Química das águas e exportação de nutrientes.

As bacias florestadas mostraram-se mais capazes de reter nutrientes, como ficou demonstrado pelas menores concentrações e taxas de exportações de nitrogênio, fósforo e cátions básicos nos córregos que as drenam, evidenciando a importância do controle biótico dos ciclos biogeoquímcos promovido por ecossistemas florestais e ecossistemas ripáricos. As bacias agrícolas devido à menor expressão destes controles bióticos apresentaram maiores valores de concentrações e taxas de exportação de nutrientes, com destaque para o fósforo.

As frações orgânicas de nitrogênio e fósforo predominaram, sendo que os córregos florestais apresentaram maiores concentrações de nitrogênio inorgânico, principalmente íon amônio, como resultado da decomposição de material orgânico alóctone originado dos ecossistemas ripáricos, enquanto nos córregos agrícolas a fonte de nitrogênio inorgânico foi provavelmente o uso de fertilizantes.

A ocorrência da mesma seqüência de abundância de cátions básicos (K > Na > Ca > Mg) dos metais analisados nas águas e sedimentos (Fe > Mn > Zn > Cu), nas águas e sedimentos dos córregos florestais e agrícolas, evidencia a importância da composição química dos solos das bacias de captação para a química das águas superficiais.

6.3 Concentrações de sólidos totais em suspensão (STS)

Os córregos florestais também exibiram menores valores de concentrações e taxas de exportação de STS, como resultado da maior proteção do solo pelas árvores e dos canais dos córregos pela floresta ciliar, sendo que as maiores diferenças ocorreram durante a estação chuvosa.

As concentrações de sólidos totais em suspensão experimentaram aumento pronunciado na nascente do Projeto Rubro-Negra, como resultado de exploração florestal. Os valores tenderam a voltar aos valores pré-corte, passadas algumas semanas do término dos trabalhos de exploração.

6.4 Distribuição e abundância do perifíton.

Os córregos florestais apresentaram maior cobertura por macroalgas e briófitas perifíticas, cuja ocorrência se restringiu às estações secas.

Batrachospermum sp., Spirogyra sp. e uma espécie de briófita, dominaram a comunidade perifítica nos córregos florestais, enquanto apenas um dos córregos agrícolas (Córrego Alto) apresentou uma população de Spirogyra sp.

Esta discrepância foi atribuída à instabilidade e menor diversidade dos habitats córregos agrícolas, devido à ausência de controles de picos de vazão por ecossistemas terrestres e ripáricos, os quais também fornecem substratos colonizáveis por macroalgas e briófitas.

Desse modo, a ausência de populações detectáveis de macroalgas ou briófitas perifíticas nos córregos agrícolas, advém da instabilidade e simplificação do habitat promovida pela eliminação dos ecossistemas ripáricos nas bacias agrícolas, já que não há limitação em termos das características químicas das águas destes córregos.

6.5 Composição química do perifíton.

Houve evidências de relações entre a química das águas e a química do perifíton, como demonstram a maior concentração de nitrogênio e fósforo nos tecidos de Spirogyra sp. amostrada nos córregos agrícolas (mais ricos nestes nutrientes) em relação às amostras de Spirogyra sp. oriundas de córregos florestais, e as correlações significativas entre o conteúdo de zinco e cobre nas águas e nos tecidos de Batrachospermum e Spirogyra, respectivamente.

6.6 Relação entre PO_4^{3-} e o comprimento de pêlos em Batrachospermum sp.

A significativa correlação entre o aumento da concentração de PO_4^{3-} nas águas dos córregos estudados e a diminuição no comprimento de pêlos em Batrachospermum sp., sugeriu que esta característica morfológica pode ser utilizada para monitoramento do estado trófico de cursos d'água de menor ordem, sujeitos à fontes difusas de perturbações. Apesar destes resultados, mais pesquisas (e.g. experimentos controlados com culturas *in vitro*) são necessárias para comprovação de relações de causa e efeito para este fenômeno.

6.7 Efeitos da exploração florestal.

Os efeitos negativos da exploração florestal sobre algumas variáveis ambientais (e.g. concentrações de oxigênio dissolvido; STS e nutrientes) no Projeto Rubro-Negra foram sentidos na região da nascente, devido à entrada de restos de exploração e fragmentos da floresta ciliar, a qual foi atingida pelos trabalhos de exploração.

Apesar da tendência de recuperação apresentada pelas variáveis ambientais citadas, não se sabe o tempo necessário para o retorno aos valores pré-exploração.

6.8 Papel dos ecossistemas ripáricos.

As concentrações das formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo apresentaram reduções significativas após a passagem das águas por áreas alagadas, apesar de não ter havido efeito para as formas orgânicas destes nutrientes. No entanto, a eficiência na retenção de STS variou com o tamanho e posição topográfica do ambiente alagado, com a área alagada do Projeto Rubro-Negra, localizada no trecho médio, conseguiu diminuir os STS de maneira significativa, ao contrário da área alagada do Projeto Córrego Grande, a qual tem menor tamanho e se localiza no trecho final do córrego.

O papel das florestas ciliares não ficou tão evidente, porém, a ausência de aumentos significativos no trecho final do Projeto Rubro-Negra, mesmo após a frente de exploração ter ultrapassado a área alagada a montante, sugeriu que houve retenção lateral de material deslocado pelo alargamento das estradas e corte das árvores. Tal efeito, somente pode ser atribuído à floresta ciliar existente ao longo do Projeto Rubro-Negra.

6.9 Experimento de enriquecimento.

O crescimento do perifíton parece estar limitado por fósforo nos córregos florestais e em menor grau, por nitrogênio. Esta limitação por nitrogênio, apesar da elevada disponibilidade de formas inorgânicas, é devida provavelmente à predominância do íon amônio na fração inorgânica do nitrogênio.

6.10 Considerações finais acerca da influência da silvicultura e da agropecuária sobre ambientes lóticos de menor ordem na região do médio rio Doce.

Apesar do pequeno período de estudos, os resultados sugerem vantagens da silvicultura sobre a agricultura e a pecuária do ponto de vista da conservação de rios de menor ordem na região do médio rio

Doce, dadas as condições de relevo acidentado, chuvas concentradas e solos frágeis.

Entretanto, ficou evidente que ecossistemas ripáricos, tais como as florestas ciliares e áreas alagadas são essenciais na manutenção das vantagens da silvicultura, pois, quando da exploração florestal há o rompimento de controles sobre as taxas de erosão e lixiviação de nutrientes, que tornam a atividade de exploração florestal uma fonte de perturbações para os ecossistemas lóticos próximos.

Ao mesmo tempo, os ecossistemas ripáricos aumentam a diversidade de habitats, através da deposição de material alóctone de diversos tamanhos no curso d'água e tem importante papel hidrológico na regulação da estocagem e liberação de água. Como puderam ser verificadas, estas funções ecológicas propiciam a fixação de populações de macroalgas e briófitas perifíticas, as quais possuem certamente um importante papel na disponibilidade de recursos alimentares para os demais níveis tróficos do ecossistema aquático.

Deste modo, o planejamento florestal deve levar em consideração a manutenção dos valores e funções de tais ecossistemas ripáricos, quando da tomada de decisões acerca do manejo de futuros projetos florestais, tanto nas fases de implantação quanto de exploração.

As atividades agrícolas e pecuárias naquela região, por outro lado, devem ser orientadas no sentido da reabilitação de ecossistemas ripáricos, ao mesmo tempo em que um mapeamento ecológico deve definir as áreas que realmente possuem capacidade de suporte de atividades de uso intensivo e freqüente dos solos.

7. Bibliografia

Abelho, M. & Graça, M.A.S. 1996 Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal. Hydrobiologia. 324 : 195-204.

Allan, J.D. 1995 Stream ecology. Structure and function of running waters. New York, EUA. Chapman & Hall. 375 p.

Allen, N. S. & Hershey, A. E. 1996 Seasonal-changes in chlorophyll-alpha response to nutrient amendments in a north shore tributary of Lake-Superior. J. of North Am. Benth. Society. 15(2): 170-178.

Allen, S. E. 1989 Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publications. London. 367 p.

Alvarez V., V. H. 1987 Química e fertilidade do solo - Práticas. Viçosa, MG. Imprensa Universitária. 87 p.

American Public Health Organization - APHA 1995 Standard methods for the examination of water and wast-water. 25ª ed. New York. 720 p.

Anônimo 1996 Chlorophyll *a* analysis. Institute of Freshwater Ecology, Cambridgeshire, Inglaterra. 23 p.

Antunes, F. Z. 1986 Caracterização climática do estado de Minas Gerais. Inf. Agropecuário. 12(138): 1-18.

Arheimer, B; Andersson, L. & Lepisto A. 1996 Variations of nitrogen concentration in forest streams. Influences of flow, seasonality and cathchment characteristics. Journal of Hydrology. 179 (1-4): 281-304.

Askew, G. R. & Williams, T. M. 1986 Water quality Changes due to site conversion in coastal South Carolina. Southern Journal of applied Forestry. 10(3): 134-136.

Barbosa F.A. R.; Eduardo M. de M. e Souza; Fábio Vieira; Renault; G P. C. P.; Rocha, L. A.; Maia-Barbosa, P. M.; Oberdá, S. A. & Mingoti, S. A. 1997 Impactos antrópicos e biodiversidade aquática. In: Biodiversidade, População e Economia. Uma região de Mata Atlântica. PADCT-CIAMB / UFMG-CEDEPLAR-ECMVS. João Antônio de Paula (Coordenador). Belo Horizonte. Rona Editora. 679 p.

Barbosa, F. A. R.; Rylands, A. B. & Oliveira, S. J. 1993 Drastic decrease in algal diversity caused by human impact on an urban lake in southeast Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22:

Bärlocher, F.; Canhoto, C. & Graça, M. A. S. 1995 Fungal colonization of alder and eucalypt leaves in two streams in central Portugal. Arch. Hidrobiol. 133(4): 457-470.

Bayley, S.E.; Schindler, D. W.; Parker, B. R.; Staiton, M. P. & Beaty, K. G. 1992 Effects of forest-fire and drought on acidity of a base-poor boreal forest stream - similarities between climatic warming and acid precipitation. Biogeochemistry. 17(3): 191-204.

Biggs, B. J. F. 1995 The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystem. Freshwater Biology. 33: 419-438.

Boon, P. I. & Serrano, L. 1991 Effect of polyphenolic compounds on alkaline phosphatase activity: Its implication for phosphorus regeneration in Australian freswaters. Arch. Hydrobiol. 123: 1-19.

Bormann, F. H.; Likens, G. E.; Siccama, T. G.; Pierce, R. S. & Eaton, J. S. 1974 The export of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook. Ecological Monographs. 44: 255-277.

Bothwell, M. L. 1985 Phosphorus limitation of periphyton growth rates: An intersite comparison using contínuos-flow troughs (Thompson river system, British Columbia). Limnol. Oceanograph. 30(3): 527-542.

Brahmer, G. 1994 Effects of whole catchment liming and Mg addition on soil, water and runoff at 2 forested watersheds in the Black-Forest (Germany). Forest Ecology and Management. 68(1): 47-60.

Brenner, F. J. & Mondk, J. J. 1995 Nonpoint-source pollution potential in an agricultural watershed in northwestern Pennsylvania. Water Resources Bulletin. 31(6): 1101-1112.

Brito, F. R. A.; Oliveira, A. M. H. C. & Junqueira, A. C. 1997 A ocupação do território e a devastação da mata atlântica. In: Biodiversidade, População e Economia. Uma região de Mata Atlântica. PADCT-CIAMB / UFMG-CEDEPLAR-ECMVS. João Antônio de Paula (Coordenador). Belo Horizonte. Rona Editora. 679 p.

Brown, G.W.; Gahler, A. R. & Marston, R. B. 1973 Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon coast range. Water Resources Research. 9(5):1450-1453.

Bruijnzeel, L. A. (Sampurno) 1997 Hydrology of forest plantations in the tropics. In: Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Spring-Verlag. New York, USA. 310 p.

Castro, P.S. 1985. Influência das florestas nativas no ciclo hidrológico da região de Viçosa, M.G. Anais do XI seminário sobre atualidades e perspectivas florestais. Curitiba. EMBRAPA-CNPF. Documentos 16. 142 p.

Cattaneo, A. 1996 Algal seston and periphyton distribution along a stream linking a chain of lakes on the Canadian Shield. Hydrobiologia 325: 183-192.

Cattaneo, A.; Kerimian, T. Roberge, M. & Marty, J. 1997 Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. Hydrobiologia 354: 101-110.

CETESB 1978 Tratamento Preliminar de Amostras de Água para Determinação de Metais por Espectrofotometria de Absorção Atômica/Emissão de Chama. Normalização Técnica L5. 012. 10 p.

Chapman, L. J. & Kramer, D. L. 1991 Limnological observations of an intermittent tropical dry forest system. Hydrobiologia. 226(3): 153-166.

Cho, K. H. 1995 Long-term changes of stream water chemistry at a catchment of Reinhardswald Forest (North Hesse), Germany. Forstwissenschaftliches Centralblatt. 114(6): 362-374.

Christ, M; Zhang, Y. M.; Likens, G. E. & Driscoll, C. T. 1995 Nitrogen-retention capacity of a northern hardwood forest soil under ammonium-sulfate additions. Ecological Applications. 5(3): 802-812.

Corning, K. E.; Duthie, H. C. & Paul, B. J. 1989 Phosphorus and glucose uptake by seston and epilithon in boreal forest streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 8(2): 123-133.

Cortes, R. M. V.; Graça, M. A. S. & Monzón, A. 1994 Replacement of alder by eucalypt along two streams with different characteristics: differences on decay rates and consequences to the system functioning. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1697-1702.

Death, R. G. & Winterbourn, M. J. 1994 Environmental stability and community persistence - A multivariate perspective. Journal of North American Benthological Society. 13(2): 125-139.

Delong, M. D. & Brusven, M. A. 1993 Storage and decomposition of particulate organic matter along the longitudinal gradient of an agriculturally-impacted stream. Hydrobiologia. 262 : 77-88.

Denicola, D. M.; Hoagland, K. D. & Roemer, S. C. 1992 Influences of canopy cover on spectral irradiance and periphyton assemblages in a prairie stream. J. of North Am. Benth. Society. 11(4): 391-404.

Dewalle, D. R. & Pionke, H. B. 1994 Streamflow generation on a small agricultural catchment during autumn recharge. 2. Stormflow periods. Journal of Hydrology. 163(1-2): 23-42.

Ebina, J.; Tsutsui, Y & Shirai, T. 1983 Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxidissulfate oxidation . Wat. Res. 17: 1721-1726.

Eisenreich, S.J. 1975 A simplified phosphorous analysis technique. Environmental Letters. 9: 43-53.

Elwood, J.W.; Newbold, J.D.; O'Neill, R. V.; Stark, R.W. & Singley, P. T. 1981 The role of microbes associated with organic and inorganic substrates in phosphorus spiralling in a woodland stream. Verh. Internat Verein. Limnol. 21: 850-856.

EMBRAPA 1979 Manual de Métodos de Análise de Solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro, RJ. 142 p.

Emmett, B. A.; Reynolds, B.; Stevens, P. A.; Norris, S.; Hughes, J. G. & Lubrecht, I. 1993 Nitrate leaching from afforested Welsh catchments - Interactions between stand age and nitrogen deposition. Ambio. 22(6): 386-394.

Esteves, F. A. 1988 Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Editora Interciência/FINEP. 568 p.

Fennessy, M. S; Brueske, C. C. & Mitsch, W. J. 1994 Sediment deposition patterns in restored fresh-water wetlands using sediment traps. Ecological Engineering. 3(4): 409-428.

Fisher, S. G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. Ecological monographs. 43: 421-439

Fonseca, G. A. B. 1997 Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: Biodiversidade, População e Economia. Uma região de Mata Atlântica. PADCT-CIAMB / UFMG-CEDEPLAR-ECMVS. João Antônio de Paula (Coordenador). Belo Horizonte. Rona Editora. 679 p.

Frissell, C. A. & Bayles, D. 1996 Ecosystem management and the conservation of aquatic biodiversity and ecological integrity. Water Resources Bulletin. 32(3): 230-240.

Garman, G. C. & Moring, J. R. 1991 Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. Hydrobiologia. 209 : 29-37.

Ghosh, M. & Gaur, J.P. 1991 Structure and interrelation of epipelic algal communities in two deforested streams at Shillong, India. 1991 Arch. Hydrobiol. 122(1): 105-116.a

Gibson, M. T. & Whitton, B. A. 1987a Hairs, phosphatase activity and environmental chemistry in *Stigeoclonium, Chaetophora* and *Draparnaldia* (Chaetophorales). British Phycological Journal. 22: 11-22.

Gibson, M. T. & Whitton, B. A. 1987b influence of phosphorous on morphology and physiology of freshwater *Chaetophora, Draparnaldia* e *Stigeoclonium* (Chaetophorales). Phycologia. 26(1): 59-69.

Gibson, M. T. 1987 Hairs and phosphatase activity in *Stigeoclonium* (Chaethophorales, Cholorophyta). PhD Thesis. University of Durham (UK). 208 p.

Gignac, L. D; Desmarais, D. & Beaudoin, G. 1994 Impact of a dirt road on surface water and *Sphagnum* chemistry and *Sphagnum* growth on a peatland in northern Alberta, Canada. Comptes. Rendus. De L'Ademie des Sciences Sèrie III - Sciences de la Vie-Life Sciences 137(10): 943-953.

Gilliam, J. M. 1994 Riparian wetlands and water quality. Journal of Environmental quality. 23(5): 896-900.

Golterman, H. L.; Clymo, R. S. & Ohmstad, M. A. M. 1978 Methods for Physical & Chemical Analysis of Fresh Waters. IPB Handbook No 8. Oxford, UK. Blackwell Scientific Publications Ltd. 200 p.

Gosz, J.R.; Likens, G.E. & Bormann, F.H. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest, New Hampshire. Ecological Monographs. 43: 173-191.

Grip, H.; Malmer, A. & Wong, F. K. 1994 Converting rain-forest to forest plantation in Sabah, Malaysia. 1. Dynamics and net losses of nutrients in control catchment streams. Hydrological Process. 8(3): 179-194.

Hammer, D. A. 1995 Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. Ecological Engineering. 4: 49-82.

Harding, J. S & Winterbourn, M. J. 1995 Effects of contrasting land-use on physicochemical conditions and benthic assemblages of stream in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 29(4): 479-492.

Harr, R. D. & Fredriksen, R. L. 1988 Water quality after logging small watersheds within the Bull Run Watershed, Oregon. Water Resource Bulletin. 24(5): 1103-1111.

Hey, D. L.; Kenimer, A. L. & Barret, K. R. 1994 Water-quality improvement by 4 experimental wetlands. Ecological Engineering. 3(4): 381-397.

Hornbeck, J. W. & Swank, W. A. 1992 Watershed ecosystem analysis as a basis for multiple-use management of eastern forests. Ecological applications. 2 (3): 238-247.

Hornbeck, J. W.; Bailey, S. W.; Buso, D. C. & Shanley, J. B. 1997 Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: variability and management implications. Forest Ecology and Management. 93(1,2): 73-90.

Jenkins, C. C. & Suberkropp, K. 1995 The influence of water chemistry on the enzymatic degradation of leaves in streams. Freshwater Biology. 33: 245-253

John, D. 1993 Biodiversity and conservation: An algal perspective. Proceedings of British Algological Society. 14 p.

John, D. & Whitton, B. A. 1994 Guide to the practical methods for the study of natural algal populations. The Natural History Museum, Londres. 15 p.

Joly, A. B. 1985 Botânica: introdução à taxonomia vegetal. (7. ed.). São Paulo, Sp. Ed. Nacional. 776 p.

Karr, J. R. 1993 Defining and assessing ecological integrity - Beyond water quality. Environmental toxicology and chemistry. 12(9): 1521-1531.

Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1989 Relationship between accumulation and toxicity of zinc in *Stigeoclonium* (Chaetophorales, Chlorophyta). Phycology. 28(4): 512-517.

Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1994 Detailed Methodology for Surveying Phototrophic organisms in streams and small rivers. Survey Methodology for algae and Other Phototrophs in Small Rivers. NRA R&D Note 278: 117-116.

Kelly, M. G.; Penny, C. J. & Whitton, B. A. 1994 Comparative performance of benthic diatom indices used to asses river water quality. Australian Journal of Ecology. 22: 125-134

Lal, R. 1996 Deforestation and land use effects on soil degradation and rehabilitation in western Nigeria. 1. Soil physical and hydrological properties. Land Degradation and Development. 7(1): 19-45.

Lee, R. E. 1989 Phycology. (2. Ed.). New York, USA. Cambridge University Press. 638 p.

Leite, F. P.; Barros, N. F.; Sans, L. M. A. & Fabres, A. S. 1997 Regime hídrico do solo sob povoamento de eucalipto, floresta nativa e pastagem, na região de Guanhães-MG. Revista Árvore. 21(4): 455-462.

Leland, H. v. 1995 Distribution of phytobenthos in the Yakima river basin, Washington, in relation to geology, land use, and other environmental-factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52(5): 1108-1129.

Lepisto, A.; Andersson, L.; Arheimer, B. & Sundblad, K. 1995 Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. Water and Soil Pollution. 84(1-2): 81-102.

Lesack, L. F. W. 1993 Export of nutrients and major ionic solutes from a rain-forest catchment in the central amazon basin. Water Resources Research. 29(3): 743-758.

Likens, G. E. & Bormann, F. H. 1996 Biogeochemistry of a forested ecosystem. 2th ed. Springer-Verlag, New York, EUA. 160 p.

Likens, G. E.; Dirscoll, C. T; Buso, D. C.; Siccama, T. G.; Johnson, C. E.; Lovett, G. M; Ryan, D. F.; Fahey, T. & Reiners, W. A. 1994 The biogeochemistry of potassium at Hubbard Brook. Biogeochemistry. 25(2): 61-125.

Lima W.P. 1986. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba, S.P. Gráfica do IPEF. 242p.

Lima, W. P. 1987 O reflorestamento com eucalipto e seus impactos ambientais. São Paulo. Artpress. 114 p.

Lima, W. P. 1988. Escoamento superficial, perdas de solo e nutrientes em microparcelas reflorestadas com eucalipto, em solos arenosos do município de São Simão, S.P. Boletim do IPEF: 23: 5-15

Lima, W. P. 1997 Indicadores hidrológicos do manejo sustentável de plantações de Eucalipto. In: Conferência da IUFRO sobre Silvicultura e Melhoramento de Eucaliptos.

Lohman, K.; Jones, J. R.; Baysingerdaniel, C. 1991 Experimental-evidence for nitrogen limitation in a northern Ozark stream. J. of the North American Benthological Society. 10(1): 14-23.

Lydersen, E. 1995 Effects of cold and warn years on the water chemistry at birkenes catchment, Norway. Water and Soil Pollution. 84(3-4): 217-232.

MacDonald, L. H.; Smart, A. W. & Wissmar, R. C. 1991 Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the pacific northwest and Alaska. Environmental Protection Agency, USA. 166 p.

MacDonald, L.H. & Carmichael, C.T. 1996 Monitoring the effects of forestry on streams: variable selection and the development of an expert system. Environmental Monitoring and Assessment. 40: 55-73.

Mackereth, F. J. H.; Heron, J. & Talling, J. F. 1978 Water analysis: some revised methods for limnologists. Cumbria, Inglaterra. Titus Wilson & Son Publ. 106 p.

McIntire, C. D. 1968 Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams. Ecology. 49(3): 520-537.

McIntire, C. D. 1975 Periphyton assemblages in laboratory streams. In: River Ecology. Whitton B. A. (ed) University of California Press, EUA. 403-430.

Mita, G. & Gaur, J. P. 1991 Structure and interrelation of epilithic and epipelic algal communities in two deforested streams at Shillong (India). Arch. Hydrobiol. 122(1): 105-116.

Mitchell, M. J.; Driscoll, C. T.; Kahl, J.S.; Likens, G. E.; Murdock, P. S. & Pardo, L. H. 1996 Climatic control of nitrate loss from forested watersheds in Northeast United-States. Environmental Science & Technology. 30(8): 2609-2612.

Mulholland, P. J. & Rosemond, A. D. 1992 Periphyton response to longitudinal nutrient depletion in a woodland stream: evidence of upstream-dowstream linkage. J. N. Am. Benthol. Soc. 11(4): 405-419.

Mulholland, P.J. 1992 Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian, and instream process. Limnol. Oceanogr. 37(7) : 1512-1526.

Napolitano, G. E.; Hill, W. R.; Guckert, J. B.; Stewart, A. J.; Nold, S. C. & White, D. C. 1994 Changes in periphyton fatty-acid composition in chlorine-polluted streams. J. of. North. Am. Benth. Soc. 13(2): 237-249.

Neal, C.; Avila, A. & Roda, F. 1995 Modeling the long-term impacts of atmospheric-pollution deposition and repeated forestry cycles on stream water chemistry for a holm oak forest in northeastern Spain. J. of Hydrology. 168(1-4): 51-71.

Necchi Jr., O. & Moreira, J. C. L. 1995 Longitudinal distribution of macroalgae in two tropical lotic ecosystems from southeastern Brazil. Arch. Hydrobiol. 135(1): 113-126.

Necchi Jr., O.; Branco, L. H. Z. & Branco, C. C. Z. 1995 Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. Arch. Hydrobiol. 134: 393-402.

Necchi Jr., O.; Pascoalato, D. & Branco, L. H. Z. 1994 Distribution of macroalgae in a tropical river basin from southeastern Brazil. Arch. Hydrobiol. 129(4): 459-471.

Newbold, J. D.; Elwood, J. W.; Shulze, M. S.; Stark, R. W. & Barmeier, J. C. 1983 Continuous ammonium enrichment of a woodland stream: uptake kinetics, leaf decomposition, and nitrification. Freshwater Biology 13: 193-204.

Newbold, J. D.; Sweenwy, B. W.; Jackson, J. K & Kaplan, L. A. 1995 Concentrations and export of solutes from 6 mountain streams in northwestern Costa Rica. Journal of North American Benthological Society. 14(1): 21-37.

Norton, T. A.; Melkonian, M. & Andersen, R. A. 1996 Algal biodiversity. Phycologia. 35(4): 308-326.

Novdin S.C.; Vanmiegroet, H.; Lindberg, S. E.; Nicholas, N. S. & Johnson, D. W. 1995 Acid deposition, ecosystem processes, and nitrogen saturation in a high-elevation southern appalachian watershed. Water and soil pollution. 85(3): 1647-1652.

Ohte, N.; Tokuchi, N. & Suzuki, M. 1995 Biogeochemical influences on the determination of water chemistry in a temperate forest basin - factors determining the pH value. Water Resources Research. 31(11): 2823-2834.

Olila, O. G. & Reddy, K. R. 1997 Influence of redox potential on phosphate-uptake by sediments in two sub-tropical eutrophic lakes. Hydrobiologia. 345 : 45-57.

Omernik, J. M. 1977 Nonpoint source-stream nutrient level relationships: A nationwide study. USA Environmental Protection Agency (EPA). 450 p.

Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater biology. 29: 243-258

Pardo, L. H.; Driscoll, C. T. & Likens, G. E. 1995 Patterns of nitrate loss from a cronosequence of clear-cut watersheds. Water and Soil Pollution. 85(3): 1659-1664.

Petersen, Jr. R. C. 1989. Microbial and animal processing of detritus in a woodland stream. Ecological Monographs. 59(1): 21-39

Peterson, B.J.; Hobbie, J. E. & Corliss, T. L. 1983 A continuos-flow periphyton bioassay: Tests of nutrient limitation in a tundra stream. Limnol. Oceanogr. 28(3): 583-591.

Petts, G.; Maddock, I.; Bickerton, M. & Ferguson, A. J. D. 1995 Linking hydrology and ecology: the scientific basis for river management. In The ecological Basis for River Management. Harper & Ferguson (ed). Londres. John Wiley & Son Ltd. 410 p.

Phipps, R. G. & Crumpton, W. G. 1994 Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. Ecological Engineering. 3(4): 399-408.

Power, M. E.; Stout, R. J.; Cushing, C. E.; Harper, P.P.; Hauer, F. H.; Mattehws, W. J.; Moyle, P. B.; Statzner, B. & De Badgen, I. R. W. 1988 Biotic and abiotic controls in river and stream communities. J. N. Am. Benthol. Soc. 7(4): 456-479.

Pozo, J. 1993 Leaf litter processing of alder and Eucalyptus in the Agüera stream system (North Spain). I. Chemical changes. Arch. Hydrobiol. 127(3): 299-317.

Priest, R.M. & Rennes, A.M.D. 1979. Agriculture, forestry and maintenance of water quality. New Zealand Agricultural Science. 13(4): 156-166.

Raij, B. V. 1987 Análise Química do Solo Para Fins de Fertilidade. Fundação Cargil. Campinas, SP, 1987.

Raisin, G. W. 1996 The role of small wetlands in cathment management - Their effect on diffuse agricultural pollutants. Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie. 81(2): 213-222.

Raisin, G. W. & Mitchell, D. S. 1995 The use of wetlands for the control of non point-source pollution. Water Science and Technology. 32(3): 177-186.

Rees, R. M. & Ribbens, J. C. 1995 Relationships between afforestation, water chemistry and fish stocks in an upland catchment in south-west Scotland. Water Air and Soil Pollution. 85(2): 303-308.

Resende, M. & Almeida, J. R. 1985 Modelos de predição de perda de solo: uma ferramenta para o manejo e conservação de solos. Inf. Agropec. 11(128): 38-53.

Richardson, C. J. 1994 Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry impacts. Wetlands. 14(1): 1-9.

Robinson, C. T. & Rushforth, S. R. 1987 Effects of physical disturbance and canopy cover on attached diatom community in an Idaho stream. Hydrobiolgia. 154: 49-59.

Rodgers, J. H. & Dunn, A. 1992 Developing design guidelines for constructed wetlands to remove pesticides from agricultural runoff. Ecological Engineering. 3: 83-95.

Rosemond, A. D. 1994 Multiple factors limit seasonal variation in periphyton in a forest stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 13(3) : 333-344.

Rosemond, A. D. & Brawley, S. H. 1996 Species-specific characteristics explain the persistence of *Stigeoclonium tenue* (Chlorophyta) in a woodland stream. J. Phycol. 32: 54-63.

Rout, J. & Gaur, J. P. 1994 Composition and dynamics of epilithic algae in a forest stream at Shillong (India). Hydrobiologia. 291(1): 61-74.

Sabará, M. G. 1994 Avaliação dos impactos do plantio de *Eucalyptus* spp., sobre dois lagos naturais do sistema do médio rio Doce-MG: Propostas de mitigação e manejo. Dissertação de mestrado. UFMG 154 p.

Sahin, V. & Hall, M. J. 1996 The effects of afforestation and deforestation on water yields. Journal of Hydrology. 178(1-4): 293-309.

Scarsbrook, M. R. & Townsend, C. R. 1993 Stream community structure in relation to spatial and temporal variation - a habitat templet study of 2 contrasting New-Zealand streams. Freshwater Biology. 29(3): 395-410.

Scrievener, J. C. 1988 Changes in concentration of dissolved ions during 16 years at Carnation Creek, British Columbia. In: Proceedings of the workshop Applying 15 years of Carnation Creek Results, Nanaimo, British Columbia.

Sharitz, R.R.; Boring, L.R.; Van Lear, D.H. & Pinder III, J.E. 1992. Integrating ecological concepts whit natural resource management of southern forests. Ecological applications. 2(3): 226-237.

Shaver, M. L.; Shannon, J. P.; Wilson, K. P.; Benenati, P. L. & Blinn, D. W. 1997 Effects of suspended sediment and desiccation on the benthic tailwater community in the Colorado River, USA. Hydrobiologia. 357: 63-72.

Shepard, J. P. 1994 Effects of forest management-practices on surface-water quality in wetlands forests. Wetlands. 14(1): 18-26.

Steinman A. D.; Mulholland, P. J. & Beauchamp, J. J. 1995 Effects of biomass, light, and grazing on phosphorus cycling in stream periphyton communities. J. N. Am. Benthol. Soc. 14(3): 371-381.

Steinman, A. D. & Boston, H. L. 1993 The ecological role of aquatic bryophytes in a woodland stream. J. of. North. Am. Benth. Soc. 12(1): 17-26.

Steinman, A. D. & Parker, A. F. 1990 substrate conditioning on periphytic growth in a heterotrophic woodland stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 9(2): 170-179.

Storey, R. G. & Cowley, D. R. 1997 Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. Hydrobiologia. 353 : 63-76.

Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1972 A practical handbook of seawater analysis. 2nd edition. Bull. Fish. Res. Can. 167: 1-310.

Suguio, K. & Bigarella, J. J. 1990 Ambientes Fluviais. Florianópolis, SC. Editora da UFSC e UFPR. 181 p.

Swanson, F.J. & Franklin, J.F. New forestry principles from ecosystem analysis on pacific northwest forests. Ecological applications. 2(3): 262-274.

Sweeney, B. W. 1992 Streamside forest and the physical, chemical, and trophic characteristics of piedmont streams in eastern North-Carolina. Water Science and Technology. 26(12): 2653-2673.

Tubelis M. & Nascimento, J. L. 1980 Metereologia Descritiva. Fundamentos e Aplicações Brasileiras. São Paulo, Editora Nobel. 349 p.

Walbridge, M. R. & Lockaby, B. G. 1994 Effects of forest management on biogeochemical functions in southern forested wetlands. Wetlands. 14(1): 10-17.

Wetzel, R.G. 1983 Limnology. New York, USA. Suanders. 324 p.

Whitton, B. A. & Kelly, M. G. 1995 Use of algae and other plants for monitoring rivers. Journal of applied ecology.

Whitton, B. A. 1975 Algae. In: River Ecology. Whitton B. A. (ed) University of California Press, EUA. 81-106.

Whitton, B. A. 1988 Hairs in eukaryotic algae. - In: Round, F. E. (ed): Algae and the aquatic environment. Contributions in Honor of J. W. G. Lund. 446-460.

Whitton, B. A. 1991 Aims of monitoring. In: Use of Algae for monitoring rivers. B. A. Whitton et al.(ed.). Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 5-8.

Whitton, B. A.; Burrows, I. G. & Kelly, M. G. 1989 Use of *Gladophora glomerata* to monitor heavy metals in rivers. Journal of applied phycology 1: 293-299.

Whitton, B. A.; Darlington, S. T. & Say, P. J. 1995 Biological monitoring of insecticides and other low level contaminants in freshwaters using phototrophs. In: Environmental Biotechnology: Principles and Applications. Moo-Young (ed.) Kluwer Academic Publ.: 701-711.

Whitton, B. A.; Kelly, M. G.; Harding, J. P. C. & Say, P. J. 1991 Use of plants to monitor heavy metals in freshwaters. Londres. HMSO 45 p.

Whitton, B. A.; Yelloly, J. M.; Christmas, M. & Hernández, I. 1998 Surface phosphatase activity of benthic algae in a stream with highly variable ambient phosphate concentrations. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 967-972.

Williams, T. M.; Hollis, C. A. & Smith, B. R. 1996 Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. Journal of Environmental quality. 25(5): 955-961.

Wissmar, R. C.; McKnight, D. M. & Dahm, C. N. 1990 Contribution of organic acids to alkalinity in lakes within the Mount St. Helens blast zone. Limnology and Oceanography. 35: 535-542.

Zar. J. H. 1996 Biostatistical analysis. New Jersey, USA. Prentice Hall Ed. 640p.

8. APÊNDICE

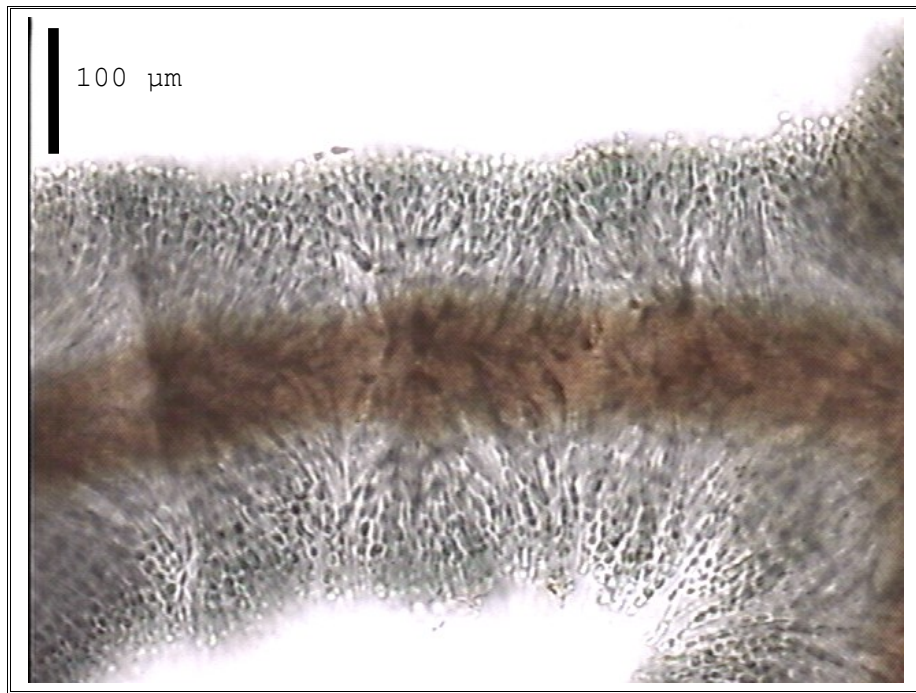



Figura A1. Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Córrego Alto (CA2), na estação seca de 1997. Ampliação de 100 X.

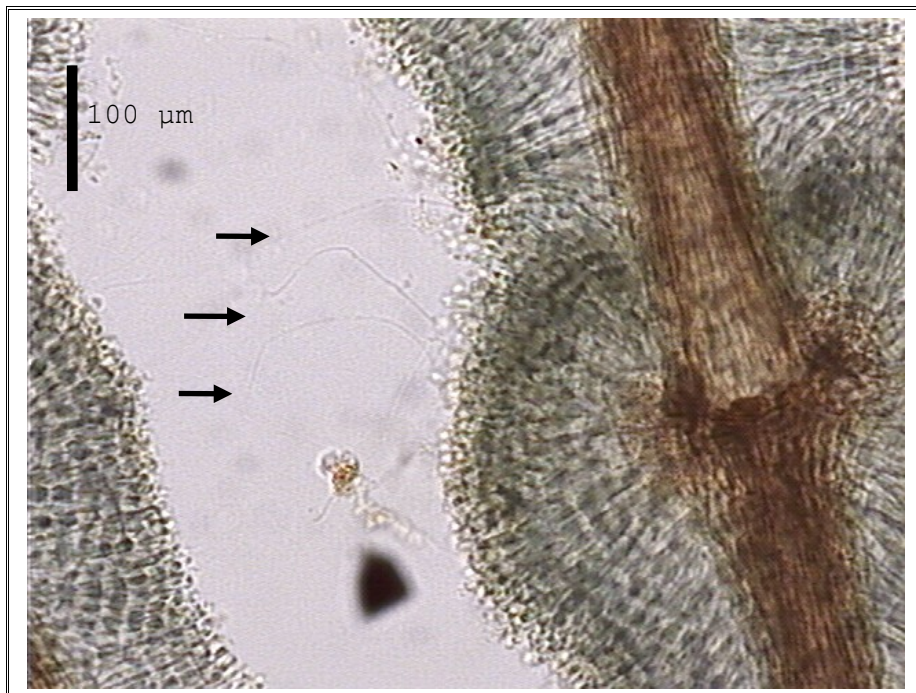



Figura A2 Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Projeto Rubro Negra, na estação seca de 1997. Ampliação de 100 X. As setas, indicam os pêlos.

Figura A3 Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Córrego Alto, na estação chuvosa de 1997/1998. Ampliação de 50 X. As setas indicam alguns pêlos.

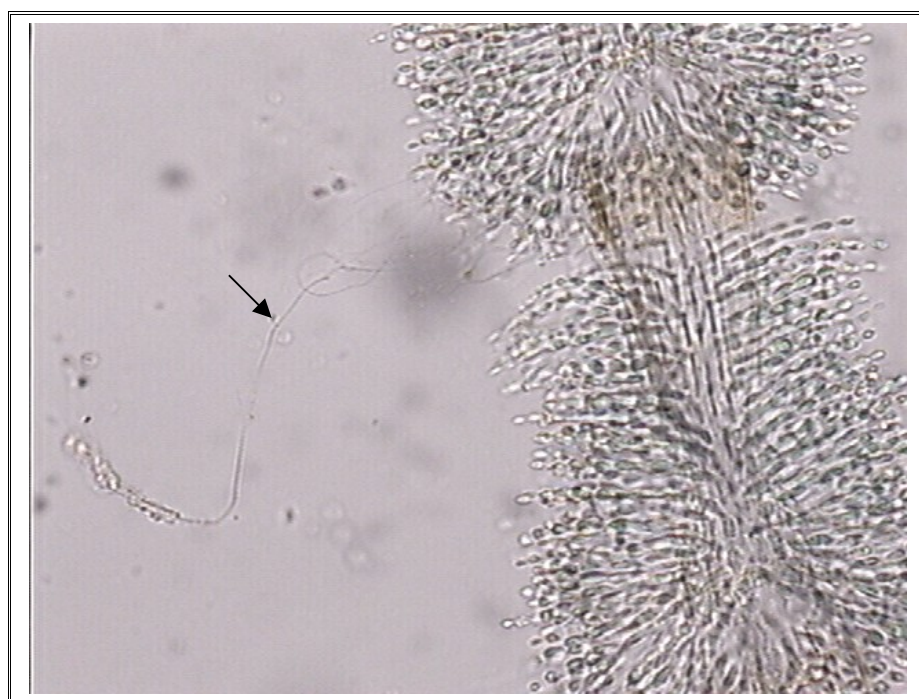



Figura A4 Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Projeto Rubro Negra, na estação seca de 1998. Ampliação de 100 X. A seta indica um pêlo de excepcional comprimento.

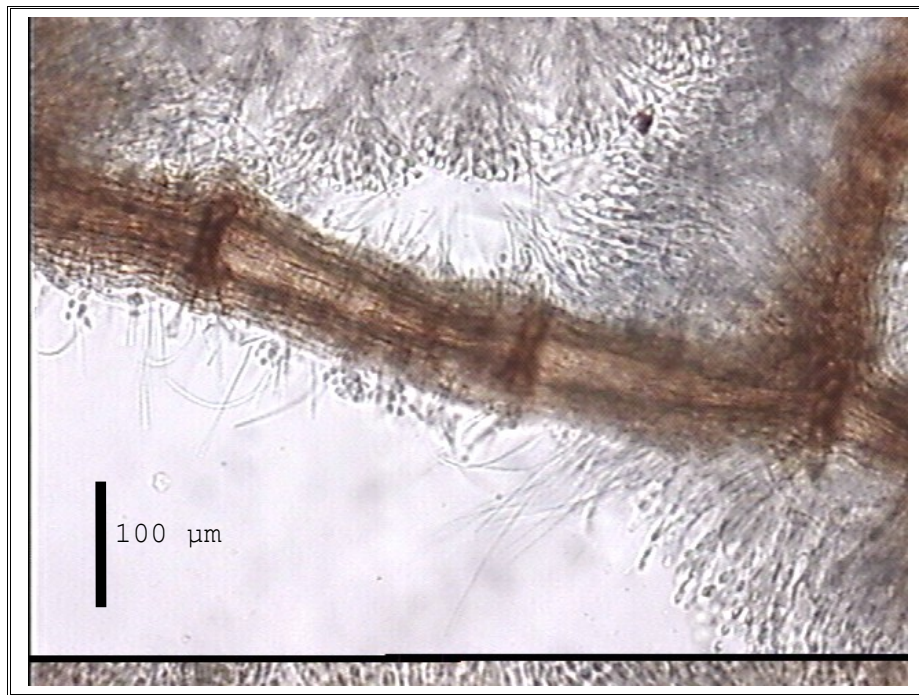



Figura A5 Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Projeto Rubro Negra. Ampliação de 100 X.

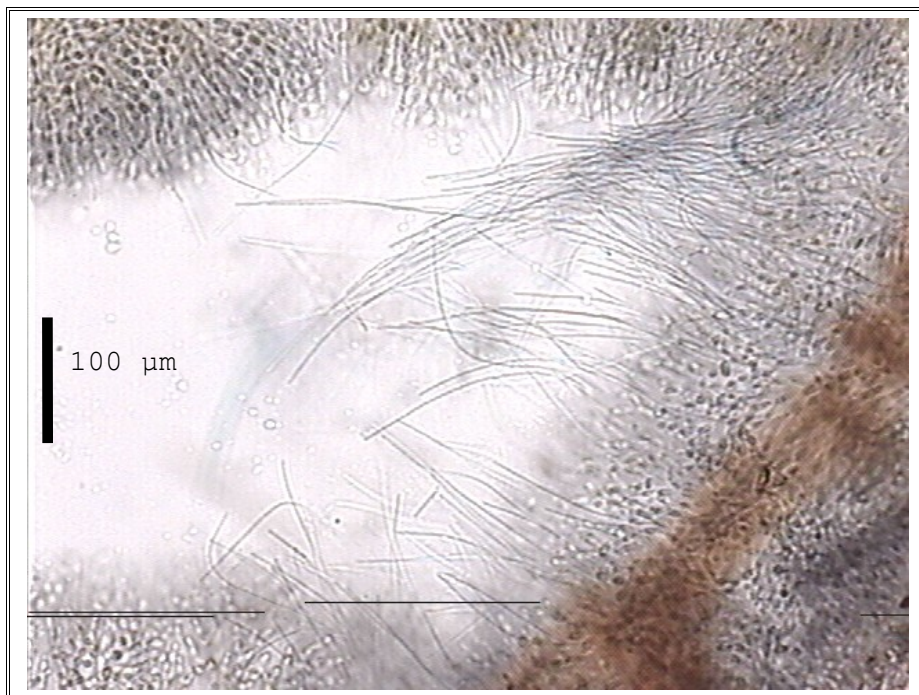



Figura A6 Imagem de Batrachospermum sp., coletado no trecho médio do Projeto Rubro Negra. Ampliação de 100 X.